

Fachhochschule Osnabrück

University of Applied Sciences

# Bewertung von Böden

Lücken im  
Bodenschutzrecht  
und Lösungsansätze

Beiträge  
Diskussionsforum  
Bodenwissenschaften

Heft 4

Osnabrück  
30. Oktober 2003

Fakultät

Agrarwissenschaften &  
Landschaftsarchitektur



# **Bewertung von Böden**

## **Lücken im Bodenschutzrecht und Lösungsansätze**

Beiträge zum Diskussionsforum Bodenwissenschaften

Heft 4

Fachhochschule Osnabrück

Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur

Studiengang Bodenwissenschaften

am 30. Oktober 2003



## Impressum

Diskussionsforum Bodenwissenschaften:  
Bewertung von Böden - Lücken im Bodenschutzrecht und Lösungsansätze; Heft 4 (2003)

## Herausgeber:

Studiengang Bodenwissenschaften  
in der Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur  
Stiftung Fachhochschule Osnabrück

Oldenburger Landstr. 24

49090 Osnabrück

Telefon: 0541-969-5110

Telefax: 0541-969-5170

E-Mail: [al@fh-osnabrueck.de](mailto:al@fh-osnabrueck.de)

Internet: <http://www.al.fh-osnabrueck.de>

## Redaktion und Layout:

Prof. Dr. Heinz-Christian Fründ ([HC.Fruend@fh-osnabrueck.de](mailto:HC.Fruend@fh-osnabrueck.de))

Prof. Dr. Helmut Meuser ([H.Meuser@fh-osnabrueck.de](mailto:H.Meuser@fh-osnabrueck.de))

Für den Inhalt der Einzelbeiträge zeichnen die Autoren verantwortlich

## Vorwort

Seit Ende der 1990er Jahre fanden erhebliche Änderungen hinsichtlich des Bodenschutzes in Deutschland statt. 1999 traten das Bundes-Bodenschutzgesetz BBodSchG und das dazu gehörige untergesetzliche Regelwerk, die Bundes-Bodenschutzverordnung in Kraft. In Folge des BBodSchG erließen die Länder nacheinander Landes-Bodenschutzgesetze. Auch im Abfall- und Naturschutzrecht kam es im selben Zeitraum zu Veränderungen, die das Medium Boden berührten. Nachdem nun die rechtlichen Neubestimmungen einige Jahre in Kraft sind, stellt sich die Frage, ob weiterhin Lücken im Bodenschutzrecht auszumachen sind und welche Lösungsansätze hierfür anzudenken sind.

An dieser Stelle setzte das Bodenforum des Studiengangs Bodenwissenschaften der Fachhochschule Osnabrück bei der diesjährigen Tagung an. Namhafte Vertreter aus Verwaltung und Praxis informierten über Lücken im bestehenden Bodenschutzrecht und zeigten ihrerseits innovative Ansätze zu deren Behebung auf. Diese betrafen einerseits Themengebiete, die im Bodenschutzrecht generell zu kurz gekommen sind wie die ökotoxikologischen Bewertungsansätze und die Einbeziehung der Lebensraumfunktion in die Bodenbewertung. Darüberhinaus wurden im Bodenschutzrecht unzureichend beantwortete Fragestellungen, die den Umgang mit belasteten Bodensubstraten oder Standorten betreffen, nämlich die Frage nach den Möglichkeiten des Auf- und Einbringens von Materialien sowie neu zu definierende Sanierungszielwerte im Rahmen der Bauleitplanung, thematisiert. Schließlich wurde der Umgang mit der heutigen Bodenschutzpraxis national und international am Beispiel der Niederlande beleuchtet.

Den Autoren der im Folgenden aufgeführten Beiträge soll an dieser Stelle sowohl für Vortrag und Diskussionsbeiträge während des Bodenforums als auch für die Erstellung des Manuskriptes herzlich gedankt werden. Der Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur der Fachhochschule Osnabrück soll für ihre Unterstützung ebenfalls gedankt werden.

Osnabrück, 19.3.2004,

Helmut Meuser

Heinz-Christian Fründ



## Anschriften der Autoren

Dr. Dietmar Barkowski

IFUA Projekt GmbH  
Müser Str. 37  
D-33729 Bielefeld  
[info@ifua.de](mailto:info@ifua.de)

Dipl.-Ing. (FH) Oliver Hakemann

Landesamt für Natur und Umwelt (LANU)  
des Landes Schleswig-Holstein,  
Dezernat 52 Boden  
Hamburger Chaussee 25  
D-24220 Flintbek  
[ohakemann@lanu.landsh.de](mailto:ohakemann@lanu.landsh.de)

Dr. Kerstin Hund-Rinke

Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte  
Ökologie (Fraunhofer-IME)  
D-57392 Schmallenberg  
[kerstin.hund-rinke@ime.fraunhofer.de](mailto:kerstin.hund-rinke@ime.fraunhofer.de)

Dr. Heinrich Höper

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung  
Bodentechnologisches Institut Bremen  
Friedrich-Mißler-Str. 46-50  
D-28211 Bremen  
[heinrich.hoeper@nlfb.de](mailto:heinrich.hoeper@nlfb.de)

BioD Dr. Hans-Volker Neidhart

Niedersächsisches Umweltministerium  
Referat 38  
Archivstr. 2  
D-30169 Hannover  
[hans-volker.neidhart@mu.niedersachsen.de](mailto:hans-volker.neidhart@mu.niedersachsen.de)

Dr. Frank A. Swartjes

National Institute for Public Health and the Environment  
(RIVM)  
PO Box 1  
NL-3720 BA Bilthoven  
The Netherlands  
[FA.Swartjes@rivm.nl](mailto:FA.Swartjes@rivm.nl)

## Inhaltsverzeichnis

Einsatz ökotoxikologischer Testsysteme im Bodenschutz (Kerstin Hund-Rinke) \_\_\_\_\_ 7

Auf- und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden – Probleme  
und Lösungsansätze in Schleswig-Holstein im Vollzug des Bodenschutzrechtes  
(Oliver Hakemann) \_\_\_\_\_ 13

Darstellung und Bewertung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von  
Bodenorganismen im Rahmen von Raum bezogenen Planungen  
(Heinrich Höper) \_\_\_\_\_ 23

Sanierungszielwerte Boden und Orientierungswerte für die Bauleitplanung:  
eine Lücke in der BBodSchV ? (Dietmar Barkowski) \_\_\_\_\_ 41

Bodenschutzpraxis in den Bundesländern - Umgang mit Regelungs-  
und Bewertungslücken (Hans-Volker Neidhart) \_\_\_\_\_ 57

Risk-based Assessment of Soil Quality in the Netherlands (Dutch Soil Protection  
Act) (Frank A. Swartjes) \_\_\_\_\_ 67



## Einsatz ökotoxikologischer Testsysteme im Bodenschutz

Kerstin Hund-Rinke

### 1. Einleitung

Durch das BBodSchG gewann der Einsatz ökotoxikologischer Testsysteme im Bodenschutz an Bedeutung. So wird in § 1 u.a. der Schutz der natürlichen Bodenfunktionen gefordert. Speziell im Hinblick auf die Funktion des Bodens (I) als Lebensraum für Pflanzen und Bodenorganismen sowie (II) als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften können ökotoxikologische Testsysteme einen wesentlichen Beitrag liefern. Während chemische Analytik substanzspezifisch erfolgt und dabei schwerpunktmäßig Gesamtgehalte erfasst werden, werden mit ökotoxikologischen Testsystemen unspezifisch alle vorliegenden bioverfügbaren, toxischen Substanzen incl. Metaboliten angezeigt. Es können somit Informationen erhalten werden, ob (I) der Anteil an bioverfügbaren Schadstoffen so hoch ist, dass von einer eingeschränkten Lebensraumfunktion auszugehen ist bzw. (II) ob von einem hohen Toxizitätspotenzial auszugehen ist, das über Niederschläge in das Grundwasser verlagert werden kann. Mit einer Kombination aus chemischer und ökotoxikologischer Analytik kann somit der Bodenzustand umfassend charakterisiert und damit die Grundlage für eine komplexe Beurteilung gelegt werden.

### 2. Einsatzbereiche ökotoxikologischer Tests

Im Rahmen des Bodenschutzes werden ökotoxikologische Testsysteme für zwei Fragestellungen eingesetzt:

- (I) Zum einen werden sie zur Beurteilung von Böden herangezogen. Es stellt sich die Frage, ob ein Boden die genannten Bodenfunktionen (Lebensraumfunktion für Bodenorganismen und Pflanzen; Rückhaltefunktion für Schadstoffe) ausreichend erfüllt oder ob ggf. eine Sanierung, eine Fortführung der Sanierung oder eine Nutzungsänderung stattzufinden hat.
- (II) Zum anderen werden die Testsysteme verwendet, um substanzbezogene Schwellenwerte (z.B. Prüfwerte für den Pfad Boden – Bodenorganismus) abzuleiten.



Zur Beantwortung der genannten Fragen stehen aquatische und terrestrische Testsysteme zur Verfügung. Auf der Basis verschiedenster vom BMBF und von der DBU geförderter Vorhaben sowie eines umfassenden Ringtests mit 64 Laboratorien und vier Böden (HUND-RINKE et al., 2002a, b, c) sowie eines Laborvergleichstests mit 3 Labors und 8 Böden wurde eine abgesicherte Testbatterie aus standardisierten Testverfahren empfohlen (DOTT et al., 2001). Für die Erfassung der Rückhaltefunktion werden primär die aquatischen ökotoxikologischen Testsysteme mit Leuchtbakterien (DIN EN ISO 11268), und Algen (DIN 38412-33) sowie der umu-Test (DIN 38415-3) zum Nachweis des genotoxischen Potenzials herangezogen. Da diese Verfahren bzw. Organismen primär als Analyseninstrument betrachtet werden, ist kein direkter Bezug der Testorganismen zum Boden notwendig. Zur Erfassung der Lebensraumfunktion des Bodens wurden die terrestrische Testsysteme mit Mikroorganismen (Bodenatmung: ISO 17155, Nitrifikation: ISO 15685), Regenwürmern (Reproduktion: DIN ISO 11268-2), Collembolen (Reproduktion: DIN ISO 11267) und Pflanzen (Keimung, Biomassebildung: ISO 11269-2) ausgewählt, mit denen ein breiter Bereich an trophischen Ebenen, Lebensräumen und Expositionspfaden gegenüber Schadstoffen abgedeckt werden.

### 3. Beurteilung von Böden

#### 3.1 Teststrategie

Die vorgeschlagene Teststrategie zur Beurteilung von Böden im Hinblick auf die Kombination von chemischer und ökotoxikologischer Analytik ist aus Tabelle 1 ersichtlich. In Tabelle 2 ist der Testumfang in Abhängigkeit der Verwertung der Böden aufgeführt.

**Tabelle 1: Vorgeschlagene Teststrategie zur Beurteilung von Boden und Bodenmaterial (nach DOTT et al., 2001)**

Schutzziel: Menschliche Gesundheit	Schutzziel: Grundwasserschutz	Schutzziel: Lebensraumfunktion
Chemische Analyse von Eluat → Einhaltung vorgegebener Werte	Chemische Analyse von Eluat → Einhaltung vorgegebener Werte  In Ergänzung: Ökotox- und Genotox-Tests: • Leuchtbakterien • Algen • umu-Test	Vorgeschlagene Testorganismen und Messparameter: • Mikroorganismen: Atmung, Nitrifikation • Pflanzen: Keimung, Biomasse • Regenwurm: Reprod. • Collembolen: Reprod.

**Tabelle 2: Überprüfung der Bodenmaterialien hinsichtlich ihrer Verwertung (nach DOTT et al., 2001)**

Anwendungsbereich	Rückhaltefunktion	Lebensraum: Pflanzen	Lebensraum: Bodenorganismen	Lebensraum: Mikroorganismen
BBodSchV (schädliche Bodenveränderungen in durchwurzelter Zone)	Ja	ja	ja	ja
BBodSchV (schädliche Bodenveränderungen in Unterboden)	Ja	nein	nein	nein
Boden- und Bodenmaterial bei Wiederverwertung	ja	Falls Einbau als Oberboden: ja	Falls Einbau als Oberboden: ja	Falls Einbau als Oberboden: ja

#### 3.2 Beispiel für die Beurteilung

Der Einsatz ökotoxikologischer Testsysteme im Rahmen der Bodensanierung soll am Beispiel der modellhaften Sanierung des Rüstungsstandorts "Werk Tanne" in Clausthal-Zellerfeld (Kontamination: TNT) erläutert werden. An diesem Standort wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes verschiedene Sanierungsverfahren im halbtechnischen Maßstab von den jeweiligen Sanierungsfirmen erprobt. Eingeschlossen waren u.a. ein Weißfäulepilzverfahren, bei dem ein Pilz-Stroh-Substrat zugesetzt wurde, sowie ein Mietenverfahren, bei dem durch organische, leicht verwertbare Zuschlagsstoffe die autochthone Mikroflora zur Metabolisierung des im Boden vorliegenden TNT's angeregt werden sollte. Beide Verfahren führten zu einer starken Abnahme der im Boden vorliegenden Schadstoffe (Abbildung 1). Das ökotoxikologische Potenzial verhielt sich jedoch unterschiedlich (Tabelle 3). Während bei dem Pilzverfahren am Ende der Sanierung alle Schwellenwerte unterschritten waren, war bei Mietenverfahren noch eine deutliche Toxizität nachweisbar. Trotz TNT-Abbau und keinen Metaboliten in signifikanten Mengen war bei diesem Verfahren die Gefahr eines Schadstoffaustrags noch gegeben. Des Weiteren wurden im Regenwurmtest Hinweise auf eine stark eingeschränkte Lebensraumfunktion erhalten. Untersuchungen zur Ermittlung der Ursachen ergaben, dass die Toxizität auf einen hohen Salzgehalt, hervorgerufen durch die Zuschlagsstoffe, zurückzuführen war. Eine Reduzierung des Salzgehaltes führte zu einem deutlichen



Rückgang der Toxizität und zu einem Unterschreiten aller Schwellenwerte. Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass zum einen ökotoxikologische Tests Zusatzinformationen zur chemischen Schadstoffanalyse liefern können. Zum anderen wird aber auch deutlich, dass bei der Ermittlung von Toxizitäten der Versuch einer Ursachenermittlung unternommen werden sollte, denn auf Einschränkungen hervorgerufen durch osmotische Effekte ist anders zu reagieren, als auf Einschränkungen durch direkte Schadstoffwirkung.

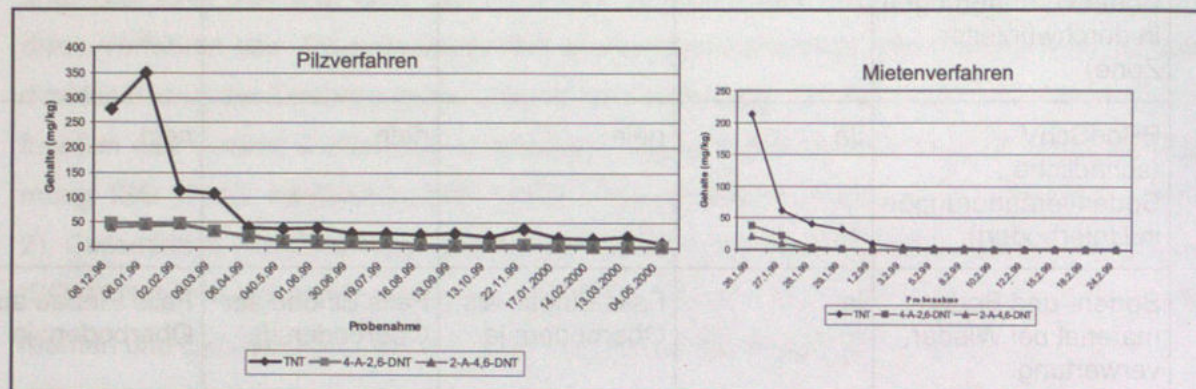


Abbildung 1: Verlauf des Schadstoffabbaus (TNT und Metabolite) bei zwei biologischen Sanierungsverfahren

Tabelle 3: Ökotoxikologische Daten im Rahmen der Sanierung eines TNT-kontaminierten Standortes

	Sanierungsanfang <sup>1)</sup>	Sanierungsende <sup>1)</sup>
Pilzverfahren		
Leuchtbakterien ( $G_L$ )	>> 16 (8)	1
Algen ( $G_A$ )	>> 12 (4)	1
Daphnien ( $G_D$ )	16 (4)	4
Mietenverfahren		
Leuchtbakterien ( $G_L$ )	> 16 (8)	8
Algen ( $G_A$ )	> 32 (4)	16 (4)
Daphnien ( $G_D$ )	8 (4)	4

<sup>1)</sup> Werte in Klammern: Schwellenwerte bei deren Überschreitung von dem Austrag eines ökotoxikologischen Potenzials ausgegangen wird

#### 4. Ableitung von Schwellenwerten (z.B. Prüfwerten)

In der BBodSchV sind für einige Schadstoffe Vorsorge- und Prüfwerte aufgeführt. Dabei wurde bei der Ableitung der Vorsorgewerte, die einen universellen Schutz des Bodens gewährleisten sollen, das Ökotoxizitätspotenzial, ermittelt über entsprechende Testverfahren, berücksichtigt. Prüfwerte sind nutzungsbezogen für verschiedene Wirkungspfade angegeben. Sie dienen dem Schutz des Menschen und decken die Pfade Boden – Mensch, Boden – Nutzpflanze und Boden – Grundwasser ab. Explizite Werte zum Schutz der Lebensraumfunktion des Bodens lagen bei der Erstellung der BBodSchV noch nicht vor. Unbekannt war ferner, ob der Schutz der Bodenorganismen durch die bereits vorliegenden Prüfwerte bereits mit abgedeckt ist.

Ein BVB-Fachausschuss (FA "Biologische Bewertung von Böden") beschäftigte sich daher mit Verfahren zur Ableitung von Prüfwerten für den Pfad Boden – Bodenorganismus (WILKE et al., 2001). Basis für die Ableitung sollten vorzugsweise  $EC_{50}$ -Werte darstellen ( $EC_{50}$ : diejenige Konzentration, bei der 50 % Effekt im Test auftreten).  $EC_{50}$ -Werte und keine NOEC (no observed effect concentration) oder LOEC (low observed effect concentration) wie bei anderen Ableitungen sollten gewählt werden, da Prüfwerte eine mögliche schädliche Bodenveränderung anzeigen und  $EC_{50}$ -Werte im deutlichen Wirkungsbereich liegen. Zwei Extrapolationsverfahren stehen für die Ableitung zur Verfügung: (I) Verteilungsmodell DIBAEX, (II) Faktorenmodell FAME. Die Auswahl erfolgt in Abhängigkeit des zur Verfügung stehenden Umfangs an validen Daten.

- Verteilungsmodell DIBAEX (distribution based extrapolation)  
Dieses statistische Verfahren wird bei einem großen Datenumfang gewählt. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Empfindlichkeit der Organismen eine statistische Verteilung (log-logistisch, log-normal, log-triangular) aufweist. Die in die Auswertung eingehenden Testorganismen müssen, um das Ökosystem ausreichend zu repräsentieren, verschiedenen trophischen Ebenen und verschiedenen taxonomischen Gruppen zugeordnet sein. Als Berechnungsgrundlage wird bei der Anwendung von  $EC_{50}$ -Werten davon ausgegangen, dass der Schutz des Ökosystems gegeben ist, wenn 95 % der Arten mit einer statistischen Sicherheit von 95 % geschützt sind.
- Faktorenmodell FAME (factorial application method)  
Dieses Verfahren, das auf der Anwendung von festen Faktoren beruht, wird im Rahmen des europäischen Chemikalienrechts angewandt. Es ist einsetzbar bei einem geringen Datenumfang. In Abhängigkeit vom Datenumfang (Anzahl und Art der Tests) wird ein entsprechender Faktor (Sicherheitsfaktor) auf den niedrigsten validen Wert aufgeschlagen. Dieser Wert ist dann für die weitere Vorgehensweise relevant. Im Rahmen der Prüfwertableitung wird bei Verwendung von  $EC_{50}$ -Werten der niedrigste Wert durch den Faktor 10 dividiert. Liegen nur akute Toxizitätswerte vor, erfolgt zunächst eine "Transformation" von  $LC_{50}$ -Werten in  $EC_{50}$ -Werte, indem die  $LC_{50}$ -Werte durch 10 dividiert werden. Die so ermittelten Werte werden im Hinblick auf Prüfwerte nochmals durch 10 dividiert.



Alle ermittelten Werte müssen in einem weiteren Schritt einer Plausibilitätsprüfung unterzogen werden. Dies beinhaltet den Abgleich mit Prüfwerten für andere Wirkungspfade und internationalen Bodenqualitätswerten.

Für Cadmium wurden auf die dargestellte Weise Werte von 2,9 mg/kg (FAME) bzw. 5,5 mg/kg (DIBAEX) ermittelt. Nach Plausibilitätsprüfung und Rundung wurde für diese Substanz ein Wert von 5,0 mg/kg als Prüfwert empfohlen.

Mittlerweile liegen weitere Prüfwertvorschläge für die Substanzen Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Zink, B(a)P und HCH vor.

### 5. Zusammenfassung

Der Einsatz von ökotoxikologischen Testsystemen im Rahmen des Bodenschutzes erfolgt mit zwei Zielrichtungen:

- (I) Bodenbezug – Beurteilung der Lebensraum- und Rückhaltefunktion  
Dabei ist besonders hervorzuheben, dass mit toxischen Ergebnissen kritisch umzugehen ist und eine Ursachenidentifikation erfolgen sollte, um korrekte Schlussfolgerungen zu ziehen bzw. zweckmäßige Maßnahmen einleiten zu können.
- (II) Substanzbezug – Ableitung von Prüfwerten für den Pfad "Boden – Bodenorganismus"  
Hierfür werden in Abhängigkeit der Datenlagen zwei Verfahren herangezogen.  
Für eine Reihe von Substanzen liegen mittlerweile Empfehlungen vor.

### Literatur:

- DOTT W., R. ACHAZI, A. EISENTRÄGER, K. HUND-RINKE, W. KÖRDEL, H. NEUMANN-HENSEL, F. PFEIFER, J. RÖMBKE, J. WIESNER, B.-M. WILKE (2001): Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz. ISBN 3-89746-026-2.
- HUND-RINKE K., W. KÖRDEL, ST. HEIDEN, R. ERB (eds.) (2002a): Ökotoxikologische Testbatterien. Erich Schmidt Verlag.
- HUND-RINKE K., W. KÖRDEL, D. HENNECKE, A. EISENTRÄGER, ST. HEIDEN (2002b): Bioassays for the Ecotoxicological and Genotoxicological Assessment of contaminated soils. Part I: Ecotoxicological and genotoxicological tests with aqueous soil extracts. JSS – J. Soils & Sediments 2 (1), 43 – 50.
- HUND-RINKE K., W. KÖRDEL, D. HENNECKE, R. ACHAZI, D. WARNECKE, B.-M. WILKE, B. WINKEL, ST. HEIDEN (2002c): Bioassays for the Ecotoxicological and Genotoxicological Assessment of contaminated soils. Part II: Assessment of the habitat function of soils – tests with soil microflora and fauna. JSS – J. Soils & Sediments 2 (2), 83-90.
- WILKE, B.-M., S. PIEPER, J. RÖMBKE (2001): Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden – Bodenorganismen. Bodenschutz, 3'01, 93 – 100.

## Auf- und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden – Probleme und Lösungsansätze in Schleswig-Holstein im Vollzug des Bodenschutzrechtes

Oliver Hakemann

### Einführung

Durch das noch junge Bodenschutzrecht wurden vielfältige den Schutz des Bodens betreffende Regelungslücken aufgegriffen und geschlossen. So bewegte sich davor u. a. auch die Aufbringung beträchtlicher Mengen einer breiten Palette von Materialien auf den Boden für eine Vielzahl unterschiedlicher Anwendungsfälle in einer Grauzone unzureichender bzw. fehlender rechtlicher Regelungen.

Mittlerweile konnte über einige Jahre die Umsetzung der diesbezüglichen mit dem Bodenschutzrecht neu geschaffenen Regelungen auf ihre Praxistauglichkeit im Vollzug getestet werden. Es zeigte sich, dass insbesondere bei den in Schleswig-Holstein für den Verwaltungsvollzug zuständigen Kreisen und kreisfreien Städten weiterer Klärungsbedarf bestand und besteht. Dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU) kommen hierbei als oberer Bodenschutzbehörde vor dem Hintergrund eines anzustrebenden einheitlichen Verwaltungshandelns Aufgaben in der Beratung insbesondere für die fachliche Umsetzung des Bodenschutzrechtes im Verwaltungsvollzug zu.

### Rechtliche Grundlagen

Eine Vielzahl gesetzlicher und untergesetzlicher Regelwerke verschiedener Rechtsbereiche befasst sich in irgendeiner Form mit der Auf- und Einbringung von Abfällen und weiteren Materialien auf oder in den Boden. Insbesondere sind hier Regelungen aus dem Abfall- und Düngemittelrecht einschlägig. Bisher offen gebliebene Fragestellungen im Zusammenhang mit der bodenbezogenen Materialverwertung, die nicht oder nicht abschließend durch Regelungen anderer Fachgesetze beantwortet wurden, werden nunmehr durch § 6 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) in Verbindung mit § 12 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) konkretisiert. In § 12 BBodSchV werden innerhalb zwölf kurzer Absätze verbindliche Anforderungen an den vielschichtigen und sehr differenzierten The-



menkomplex des Auf- und Einbringens von Materialien auf oder in den Boden formuliert. Dass dies nicht ausreichen kann, um alle im praktischen Vollzug auftretenden Fragen hinsichtlich fachlicher Ausgestaltung, Rechtssicherheit und Abgrenzung zu anderen Rechtsbereichen sowie Akzeptanz bei den beteiligten Akteuren zu beantworten, liegt auf der Hand. Auch im Vergleich zu dem Umfang von Regelungen für andere spezifische Materialien, für die zum Teil eigene Verordnungen geschaffen wurden (Klärschlamm, Bioabfall) ist dies nicht weiter verwunderlich.

Vor diesem Hintergrund hat die Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) unter Einbeziehung der Länderarbeitsgemeinschaften Abfall und Wasser (LAGA, LAWA) sowie des Länderausschusses Bergbau (LAB) eine Arbeitshilfe für den Verwaltungsvollzug und zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit der Verfahren und einer einheitlichen Vorgehensweise in den einzelnen Bundesländern erstellt. Die Arbeitshilfe erläutert die Rechtsvorschrift, konkretisiert deren Anforderungen und zeigt Schnittstellen zu anderen Rechtsbereichen auf.

Diese sogenannte „Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV“ hat keinen rechtsverbindlichen Charakter, ist aber mittlerweile durch die Amtschefkonferenz (ACK) der Länder (30. ACK vom 17.10.2003) zur Anwendung in den Ländern empfohlen worden. Das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein (MUNL) hat die Vollzugshilfe seinerseits den vollziehenden Behörden in Schleswig-Holstein zur Anwendung empfohlen. Insofern sind in dieser Arbeitshilfe wertvolle Lösungsansätze für durch die Verordnung offene gelassene Lücken zu suchen.

Die Regelungsinhalte des § 12 BBodSchV und die weitere fachliche und rechtliche Ausgestaltung in der Vollzugshilfe erstrecken sich insbesondere auf

- unterschiedliche Fallgestaltungen
- Eingrenzung zulässiger Materialien
- stoffliche Qualitätsanforderungen
- Nützlichkeitsanforderungen
- Begrenzung der Nährstoffzufuhr
- Untersuchungspflichten
- Anforderungen an die technische Ausführung
- Ausschlussflächen
- Ausnahmen und Sonderregelungen

Eine Darstellung der Abgrenzung des Anwendungsbereiches der BBodSchV zu den Regelungen anderer Rechtsbereiche ist in den Anhängen 3 und 4 der Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV enthalten, auf die an dieser Stelle verwiesen wird.

## Zu den einzelnen Regelungen im Bodenschutzrecht

Im Folgenden werden einige der o. g. Regelungsbereiche aufgegriffen, die durch die BBodSchV nicht umfassend und abschließend behandelt werden und insofern Probleme und weitergehende Fragestellungen in der täglichen Praxis aufwerfen. Gleichzeitig werden hierfür, auch durch Verweise auf praktische Beispiele, Lösungsansätze für den Verwaltungsvollzug in Schleswig-Holstein dargestellt.

### Unterschiedliche Fallgestaltungen und Materialienbegriff

Zunächst ist die Differenzierung unterschiedlicher Fallgestaltungen nach den Abs. 1 und 2 des § 12 BBodSchV von Bedeutung, da hiermit die Zulässigkeit unterschiedlicher Materialien für das Auf- und Einbringen auf oder in den Boden verbunden ist. Durch diese Differenzierung wird die Frage „Für welche Maßnahmen sind welche Materialien erlaubt?“ beantwortet. Zentraler Begriff hierbei ist die „durchwurzelbare Bodenschicht“. Im Wesentlichen sind zwei verschiedene Fallgruppen zu unterscheiden.

Bei der **Fallgruppe 1** handelt es sich nach § 12 Abs. 1 BBodSchV um die Herstellung einer (neuen) durchwurzelbaren Bodenschicht. Die durchwurzelbare Bodenschicht ist gemäß Definition in § 2 Punkt 11 BBodSchV die „Bodenschicht, die von den Pflanzenwurzeln in Abhängigkeit der natürlichen Standortbedingungen durchdrungen werden kann“. Deren Herstellung liegt vereinfachend ausgedrückt vor, wenn die aufgebrachte Materialmächtigkeit größer ist als der vertikal durchwurzelte Raum der Pflanzen der Nachnutzung (Abb. 1). Beispiele hierfür sind die Begrünung technischer Bauwerke (z. B. Lärmschutzwälle), die Rekultivierung von Abbaustätten und Abgrabungen sowie verschiedene Maßnahmen des Garten- und Landschaftsbaues wie etwa die Herstellung von Rasensportanlagen.

Die für diese Fallgruppe erlaubten Materialien sind in § 12 Abs. 1 BBodSchV klar eingegrenzt und abschließend benannt:

- *Bodenmaterial*: Material aus Böden im Sinne von § 2 Abs. 1 BBodSchG und deren Ausgangssubstraten einschließlich Mutterboden, das im Zusammenhang mit Baumaßnahmen oder anderen Veränderungen der Erdoberfläche ausgehoben, abgeschoben oder behandelt wird.
- *Baggergut* (DIN 19731): Bodenmaterial, das im Rahmen von Unterhaltungs-, Neu- und Ausbaumaßnahmen aus Gewässern entnommen wird.

In Schleswig-Holstein Problem behaftetes Baggergut fällt u. a. im Elbeeinflussbereich (mit Nebenflüssen wie Wedeler Au, Stör, Pinnau, Krückau), im Nord-Ostsee-Kanal (vor allem bei Schleusen, Reeden, Weichen, Rendsburger Hafen), der Untertrave sowie in Hafenbereichen der Nord- und Ostsee an.

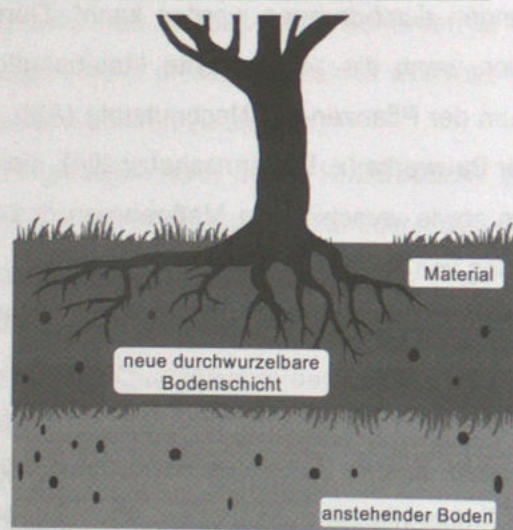


- **Gemische:** Gemische aus Klärschlamm und Bodenmaterial sowie Bioabfall und Bodenmaterial, die die jeweiligen stofflichen Anforderungen der AbfKlärV oder BioAbfV enthalten.

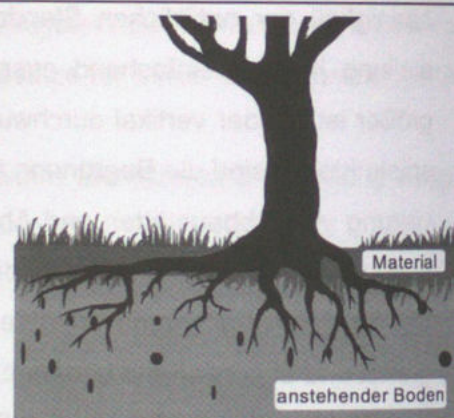
Bei der **Fallgruppe 2** handelt es sich nach § 12 Abs. 2 BBodSchV um das Auf- oder Einbringen von Materialien auf oder in eine (bestehende) durchwurzelbare Bodenschicht oder deren Herstellung im Rahmen der Rekultivierung. Das Auf- oder Einbringen liegt vor, wenn die aufgebrachte Materialmächtigkeit kleiner ist als der vertikal durchwurzelte Raum der Pflanzen der Nachnutzung (Abb. 1). Beispiele hierfür sind die Verwendung von Materialien auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, das Auf- und Einbringen von Bankettschälgut im Rahmen von Straßenbaumaßnahmen sowie weitere Maßnahmen des Garten- und Landschaftsbaues wie etwa die Herstellung von Gärten.

Die zulässigen Materialien für diese Fallgruppe sind im Gegensatz zur Fallgruppe 1 nicht abschließend benannt. Der Materialienbegriff ist also nicht identisch, er ist für Fallgruppe 2 weiter und allgemeiner gefasst. So sind neben den unter Fallgruppe 1 genannten Materialien zusätzlich andere Materialien wie etwa Kultursubstrate und rein mineralische Abfälle erlaubt.

Fallgruppe 1: Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht



Fallgruppe 2: Auf- und Einbringen von Material auf/in durchwurzelbare Bodenschichten



**Abb. 1: Herstellung einer oder Auf- und Einbringen in/auf eine durchwurzelbare Bodenschicht**

Im konkreten Anwendungsfall ist die Mächtigkeit der durchwurzelbaren Bodenschicht zu ermitteln, um beurteilen zu können, auf welchen Bereich sich die Anforderungen des § 12 BBodSchV beziehen. Hierbei ist von folgenden Regelmächtigkeiten der durchwurzelbaren Bodenschicht auszugehen (Tabelle 1):

**Tabelle 1: Mächtigkeit der durchwurzelbaren Bodenschicht bei deren Herstellung in Abhängigkeit von der Folgenutzung und der Vegetationsart**

Quelle: LABO 2002, verändert

Folgenutzung	Vegetationsart	Regelspannweite in cm <sup>1) 2)</sup>	Bemerkungen
Landwirtschaft	Ackerkulturen einschl. Feldgemüse	50 - 200	Differenzierung u. a. in Abhängigkeit von Standort- und Materialeigenschaften (u. a. Bodenart gemäß KA 4, Tab. 68)
	Grünland	50 - 150	
Erwerbsgartenbau	Gemüse, Zierpflanzen	50 - 100	
Haus- und Kleingärten, sonstige Gärten	Zierpflanzen, Nutzpflanzen	50 - 100	
Landschaftsbau	Rasen	20 - 50	Hauptwurzelmasse bis 20 cm
	Stauden und Gehölze	40 - 100	Hauptwurzelmasse bis 40 cm
Wald	Forstgehölze	50 - 200	Hauptwurzelmasse bis 50 cm; maximale Durchwurzelung einzelner Arten auch über 200 cm

<sup>1)</sup> Der untere Bereich der Spannweite gilt für schlecht durchwurzelbare, der obere Bereich für gut durchwurzelbare Substrate. Weitere einzelfallbezogene Konkretisierung nach den Standortbedingungen und Materialeigenschaften. Bei Mischnutzungen Ausrichtung nach der vorherrschenden Nutzungsart, im Landschaftsbau Ausrichtung nach der vorherrschenden Vegetationsart.

<sup>2)</sup> Die Bemessung von Mächtigkeiten für Sicherungsmaßnahmen i. S. d. § 2 Abs. 7 Nr. 2 BBodSchG richtet sich auch nach Maßgaben der Gefahrenabwehr.

#### Stoffliche Qualitätsanforderungen

Gemäß § 12 Abs. 2 BBodSchV ist „Das Auf- und Einbringen von Materialien (...) zulässig, wenn durch die Schadstoffgehalte die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung (...) nicht hervorgerufen wird“. Hierzu müssen in der Regel die Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV eingehalten werden, um die künftige Multifunktionalität des beaufschlagten Bodens zu gewährleisten. Hierdurch wird der Bezug zu § 9 BBodSchV hergestellt, nämlich zur Regelannahme, dass das Entstehen einer schädlichen Bodenveränderung bei Unterschreitung der Vorsorgewerte nicht zu besorgen ist.



Eine Besonderheit hinsichtlich der Anforderungen an die stoffliche Qualität der Materialien besteht bei landwirtschaftlicher (Folge-)Nutzung der beaufschlagten Flächen. Hier sollen die Schadstoffgehalte 70 % der Vorsorgewerte nicht überschreiten. Begründet ist diese strengere Eintragsbegrenzung durch die zu erwartenden zusätzlichen Einträge durch Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Düngung und Pflanzenschutz. Ein praktisches Beispiel für Schleswig-Holstein ist die Aufbringung von Rübenerde (lehmig-schluffiges, humoses bis stark humoses Bodenmaterial aus der Zuckerrübenwäsche) auf landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Vorsorgewerte sind in der BBodSchV bisher für Schwermetalle, PAK<sub>16</sub>, den PAK-Einzelstoff Benzo(a)pyren sowie für PCB<sub>6</sub> definiert. Bei konkreten Anhaltspunkten für das Vorhandensein weiterer Schadstoffe muss die zu betrachtende Stoffpalette entsprechend erweitert werden. Zur Beurteilung der Höhe einer evtl. Belastung mit diesen Schadstoffen kann eine Orientierung an anderen Regelwerken, z. B. den Z0-Werten der LAGA M 20 (derzeit in Überarbeitung) hilfreich sein.

Die genannten Anforderungen (Einhaltung der Vorsorgewerte) beziehen sich gemäß § 12 BBodSchV auf die gesamte (neu) hergestellte durchwurzelbare Bodenschicht am Ort des Auf- und Einbringens. Um aber die Verwendung von höher belasteten Materialien und eine Verschlechterung des Standortes (trotz Einhaltung der Vorsorgewerte durch Verdünnungseffekte in der durchwurzelbare Bodenschicht insgesamt) auszuschließen, müssen diese Anforderungen aber auch für die zur Auf- und Einbringung vorgesehenen Materialien selbst gelten.

#### Begrenzung der Nährstoffzufuhr

Gemäß § 12 Abs. 7 ist „die Nährstoffzufuhr (...) nach Menge und Verfügbarkeit dem Pflanzenbedarf der Folgevegetation anzupassen, um insbesondere Nährstoffeinträge in Gewässer weitestgehend zu vermeiden“. Durch diese Regelung soll eine bedarfsgerechte Nährstoffzufuhr gewährleistet und insbesondere die Eutrophierung von Gewässern, aber auch z. B. von angrenzenden naturnahen Flächen vermieden werden. Jedoch sind in der Verordnung hierfür keine konkreten Anforderungen mit Maß und Zahl benannt. Hilfestellung gibt die Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Zusammensetzungen und Eigenschaften der in Frage kommenden Materialien ist im Hinblick auf Nährstofffragestellungen zu differenzieren in

- Bodenmaterial und Baggergut
- Nährstoffträger mit wesentlichen Nährstoffgehalten (z. B. mineralische und organische Düngemittel, die nach Düngemittelverordnung zugelassen sind)
- Materialien ohne wesentliche Nährstoffgehalte (z. B. Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate)

Die letztgenannten sind im Hinblick auf die Begrenzung von Nährstoffeinträgen von nachrangiger Bedeutung. Insbesondere bei humosem Bodenmaterial und Baggergut ist un-

ter Umweltgesichtspunkten die Stickstofffreisetzung zu beachten. Daher ist die zulässige Schichtmächtigkeit des aufzubringenden Materials in Abhängigkeit vom Humusgehalt als einfach messbarer Parameter zu begrenzen (Tabelle 2). Ggf. ist zusätzlich eine Aufteilung der durchwurzelbaren Bodenschicht in eine humusreichere Oberbodenschicht und eine humusärmere Unterbodenschicht vorzusehen, da im Unterboden freigesetzter Stickstoff nur in sehr begrenztem Maße von den Pflanzenwurzeln aufgenommen werden kann.

**Tabelle 2: Verwendung von Bodenmaterial bei der Herstellung bzw. beim Auf- und Einbringen in/auf eine durchwurzelbare Bodenschicht unter Nährstoffaspekten**

Quelle: LABO 2002

	Humusgehalt des Bodenmaterials					
	< 1 %	1 - 2 %	2 - 4 %	4 - 8 %	8 - 16 %	> 16 %
Verwendung als Oberbodenschicht	ja					
Maximale Mächtigkeit der Oberbodenschicht	unbeschränkt	1 m	0,5 m	0,3 m	0,15 m	Einzelfallprüfung
Verwendung als Unterbodenschicht	ja	nein	nein	nein	nein	nein

Bei der Verwendung von Nährstoffträgern mit wesentlichen Nährstoffgehalten ist wie bei herkömmlichen Düngungsmaßnahmen in der Landwirtschaft nach den Vorgaben des Düngemittelrechtes, insbesondere der Düngeverordnung vorzugehen. Bei bekanntem oder zu ermittelndem Nährstoffgehalt ist je nach Nährstoffbedarf der vorgesehenen Folgenutzung die erforderliche Ausbringungsmenge zu berechnen. In diesem Zusammenhang wird in der BBodSchV auf die Beachtung der DIN 18919 verwiesen, die Angaben zum Düngbedarf verschiedener Vegetationstypen im Landschaftsbau beinhaltet (Tabelle 3).



**Tabelle 3: Nährstoff- bzw. Düngbedarf (kg/ha) verschiedener (Folge-)Nutzungen im Bereich Landschaftsbau/Rekultivierung**

Quelle: LABO 2002

Nutzung	Stickstoff (N <sub>verf.</sub> )	Phosphat (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	Kalium (K <sub>2</sub> O)
Strapazierrasen, Zierrasen	200	300	500
Gebrauchsrasen, anspruchsvolle Gehölze und Stauden	100	150	300
Landschaftsrasen, Staudenbeete, Gehölzflächen	50	100	200
Landschaftsgehölze, Begrünung von Landschaftsbauwerken, Schaffung nährstoffarmer Standorte	0 – 30	40	100
landwirtschaftliche Rekultivierung	170	300	500
forstliche Rekultivierung	50	100	200

In § 12 Abs. 12 BBodSchV sind Flächen bestimmter Nutzungen oder Schutzgebietskategorien genannt, die von einem Ein- und Aufbringen von Materialien frei gehalten werden sollen. Hierzu zählen

- Böden mit Erfüllung der natürlichen Bodenfunktionen in besonderem Maße
- Böden mit besonderer Bedeutung als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte
- Böden unter Wald
- Wasserschutzgebiete mit allen Schutzzonen
- Naturschutzgebiete
- Nationalparke und Biosphärenreservate
- Naturdenkmale
- geschützte Landschaftsbestandteile
- geschützte Biotope

Einheitliche Kriterien zur Bestimmung von Böden, die die natürlichen Bodenfunktionen in besonderem Maße erfüllen, fehlen bisher. Folgende Anhaltspunkte können hierfür allerdings heran gezogen werden.

Böden mit hoher Bedeutung für die Lebensraumfunktion vor allem als Standort für Pflanzen aber auch für spezialisierte Bodenfauna stellen die sogenannten Extremstandorte dar. Das sind zum einen die Trockenstandorte, die sich durch grundwasserfernes, sandiges Substrat, häufig gepaart mit einem geringmächtigen oder fehlendem humosem A-Horizont auszeich-

nen. Es handelt sich um Heidestandorte, ehemalige Kiesgruben, Binnendünen etc., die vielerorts bereits unter Naturschutz gestellt sind oder forstlich genutzt werden. Als Bodentypen sind hier Podsole, Braunerden, aber auch Rohböden wie im Falle von Abgrabungsbereichen zu nennen. Daneben finden sich Magerstandorte (Grenzertragsböden), die sich u. a. durch niedrige Bodenzahlen auszeichnen.

Auf der anderen Seite gibt es Feuchtstandorte, die ebenfalls als Standorte für seltene Pflanzen und Tiere bedeutsam sind. Hierbei handelt es sich um Sümpfe und Moore, die durch organogene Hochmoor-, Übergangs- und Niedermoorböden geprägt sind. Auch Moor-, Anmoor- und Humusgleystandorte können hohe Lebensraumfunktionen übernehmen, wenn die Überprägung durch landwirtschaftliche Bodennutzung nicht zu starken Beeinträchtigungen geführt hat. Weiterhin sind die ufer- und strandnahen Roh- und Nassgleye bedeutsam und erwähnenswert.

Die genannten Extremstandorte sind neben der Lebensraumfunktion auch für verschiedene Regelungsfunktionen (natürliche Funktion als Bestandteil des Naturhaushaltes insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen) bedeutsam. So ist z. B. bei den organogenen und humusreichen Böden das Wasserretentionspotenzial sehr ausgeprägt, ebenso das Speichervermögen für Nähr- und Schadstoffe mit entsprechend positiver Wirkung auf den Gebietswasserhaushalt. Die leichten Böden mit überwiegendem Sandanteil hingegen führen aufgrund ihrer Durchlässigkeit zu einer hohen Grundwasserneubildung bei gleichzeitig geringem Rückhaltepotenzial für Schadstoffe. Die vorteilhafte Wirkung auf die Grundwasserneubildung ist dem Schutzgut Wasser somit nur bei geringen oder reduzierten Stoffeinträgen in den Boden, wie etwa in Wasser- oder Naturschutzgebieten zuträglich.

Eine weitere Orientierung zur Bestimmung einer besonderen Erfüllung der natürlichen Bodenfunktionen sind die Informationen der Reichsbodenschätzung (insbesondere Bodenzahlen), die in Schleswig-Holstein zur Zeit unter großen personellen und finanziellen Anstrengungen digital erfasst werden. Für Schleswig-Holstein liegen ca. 420.000 Grablochbeschreibungen für Acker- und Grünlandflächen vor. Nach Abschluss der Digitalisierungsarbeiten steht der Umweltverwaltung in Schleswig-Holstein eine wertvolle und breit nutzbare Informationsgrundlage auf Basis einer hohen Datenfülle und –dichte zur Beantwortung vielfältiger Fragestellungen aus den Bereichen Boden- und Gewässerschutz zur Verfügung.

Bei Böden mit mehr als 65 Bodenpunkten ist im allgemeinen keine weitere Verbesserung des Ertragspotenzials zu erreichen. Somit ist neben der Schadlosigkeit die zweite verbindliche Anforderung der Nützlichkeit einer Maßnahme nicht zu erfüllen. Andererseits lassen Böden mit weniger als 20 Bodenpunkten und damit geringem Ertragspotenzial in der Regel hohe Biotopentwicklungspotenziale erwarten und ein Materialauftrag kann gewünschte Entwicklungen verhindern.



Als Böden mit besonderer Bedeutung als Zeugnisse der Natur- und Kulturgeschichte in Schleswig-Holstein sind z. B. die bereits bei den natürlichen Funktionen erwähnten Moor- und Heideböden zu nennen. Sie stellen sowohl naturgeschichtliche (intakte Hochmoorböden) als auch kulturgeschichtliche Zeugnisse (Torfabbau, Plaggenwirtschaft) dar. Feuchtpodsole mit Ortsteinbildung, die mancherorts für die Eisengewinnung genutzt wurden, oder ältere wie auch jüngere Marschböden können ebenso eingestuft werden. Die Fehmaraner Schwarzerden stellen für Schleswig-Holstein seltene und entstehungsgeschichtlich bedeutsame Böden dar.

Häufig decken sich die als Geotope oder geologisch-geomorphologisch schützenswerte Objekte eingestuften Gebiete oder Flächen mit den Anforderungen an die Archivfunktion der Böden, oder aber es sind bereits naturschutzfachlich festgesetzte Schutzgebiete.

Insgesamt ist aufgrund des hochkomplexen Wirkungsgefüges der verschiedenen Faktoren und Funktionen sowie deren Ausprägungen in Böden, auch unter Berücksichtigung des Raumbezuges eine Abwägung der diesbezüglichen Schutzbedürftigkeit zu treffen, um bestimmte Teile o. g. Gebiete oder Flächen von dem Ein- und Aufbringen von Materialien frei zu halten. Eine entsprechende Methodik zur Bodenfunktionsbewertung ist in Schleswig-Holstein (wie auch in anderen Bundesländern) in der Erarbeitung, jedoch noch nicht zur Anwendungsreife gelangt.

### Literatur

- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz) vom 17. März 1998.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16. Juli 1999.
- Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (2002): Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV. Von der 30. ACK am 17.10.2002 verabschiedet und zur Anwendung in den Ländern empfohlen.
- LAGA - Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen (Technische Regeln). In: ROSENKRANZ, EINSELE, HARREß (1998): Bodenschutz. Nr. 9250, S. 1 - 90, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HAKEMANN, O. (2001): Flächenhafte Verwertung von mineralischen Abfällen und Bodenmaterialien in Schleswig-Holstein im Zuge der Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Diplomarbeit, Fachhochschule Osnabrück.
- SEIFFERT, S., KOHL, R., DELSCHEN, T., und DINKELBERG, W. (2003): LABO Vollzugshilfe zu den Anforderungen an das Aufbringen von Materialien auf und in den Boden gemäß § 12 BBodSchV. Zeitschrift Bodenschutz 1/03, S. 4-9.

## Darstellung und Bewertung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von Bodenorganismen im Rahmen von Raumbezogenen Planungen

Heinrich Höper

### Einleitung

In verschiedenen Planungen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen ist der Boden als Schutzgut zu berücksichtigen, so in der Raumordnung (ROG, 1997), Naturschutzplanung (BNatSchG, 2002), der Bauleitplanung (BauGB, 2002) sowie bei verschiedenen Projektplanungen im Rahmen der Umweltprüfung (EG, 2001; UVP, 2002). Konkretisiert werden die Anforderungen im Hinblick auf das Schutzgut Boden im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998), in dem Bodenfunktionen definiert sind, die es zu erhalten gilt. In § 2 BBodSchG sind die natürlichen Bodenfunktionen aufgeführt, darunter, an erster Stelle, die Funktion des Bodens, Lebensraum von Mensch, Tier, Pflanze und Bodenorganismen zu sein, die im Folgenden verkürzend „Lebensraumfunktion des Bodens“ genannt wird. An dieser Stelle wird der Boden expressis verbis als Lebensraum von Bodenorganismen, d. h. von Bodenmikroorganismen und Bodentieren, unter Schutz gestellt. Es stellt sich die Frage, wie Informationen zur Lebensraumfunktion für Planungen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen bereitgestellt und damit in den erforderlichen Abwägungsprozessen berücksichtigt werden können.

### Anforderungen an das Verfahren zur Ausweisung von Lebensräumen

Ein Verfahren zur Ausweisung von Böden entsprechend ihrer Lebensraumfunktion muss folgende Anforderungen erfüllen:

- Flächendeckende Aussagen müssen möglich sein.  
Je nach zu erstellendem Kartenmaßstab müssen entweder digital flächendeckend vorliegende Informationen verwendet werden oder es kann, bei großmaßstäbigen Planungen, eine Kartierung anhand kartierbarer, d.h. relativ einfach erfassbarer Parameter, wie z. B. Bodenart oder Humusform, erfolgen.
- Vertretbarer Aufwand



Das Verfahren muss relativ einfach planerisch umsetzbar, d.h. automatisierbar und möglichst GIS basiert sein, um auch die Kosten gering zu halten. Möglicherweise kann eine Vorauswahl weniger, besonders wertvoller Flächen getroffen werden, die dann gezielt bodenzoologisch angesprochen werden können.

- **Bezug zur Verbreitung von Bodenorganismen**

Die darzustellenden Flächeneinheiten sollten einen Bezug zur tatsächlichen Verbreitung von Bodenorganismen haben, d. h. auf dem nachweisbaren Zusammenhang zwischen einer Organismengemeinschaft (Biozönose) und den abiotischen Standorteigenschaften (Biotop) beruhen.

- **Bewertung möglich**

Die Darstellung soll eine Bewertung anhand naturschutzfachlicher Kriterien ermöglichen. Auf mögliche Kriterien wird weiter unten eingegangen.

### **Vorliegende Konzepte**

Sowohl von Seiten der Planung als auch von Seiten der Bodenbiologie wurden Verfahren entwickelt, die einen Bezug zur Verbreitung von Bodenorganismen haben, bzw. haben sollen.

#### Konzepte von Seiten der Planung

In der Regel heben diese Verfahren darauf ab, die natürlichen Bodenfunktionen global zu schützen. Besondere Bedeutung kommt hier Böden mit extremen Standorteigenschaften zu. Hierunter werden in der Regel Standorte verstanden, die bezüglich der Parameter Nässe/Trockenheit und Säure/Nährstoffarmut extreme Eigenschaften aufweisen (BOSCH, 1994; GEOLOGISCHER DIENST NORDRHEIN-WESTFALEN, 1998; BLOSSEY und LEHLE, 1998; MÜLLER et al., 2000). Als zweites Kriterium wird Naturnähe definiert, worunter ungestörter Profilaufbau sowie Abwesenheit einer Wasserregulierung und jeglicher ackerbaulichen Nutzung verstanden wird (BOSCH, 1994; MÜLLER et al., 2000; BIERHALS et al., 2001). Auch gelten seltene und regionaltypische Böden als besonders schützenswert hinsichtlich ihrer natürlichen Bodenfunktionen (BOSCH, 1994; GEOLOGISCHER DIENST NORDRHEIN-WESTFALEN, 1998).

BLOSSEY und LEHLE (1998) heben ausdrücklich auf die Lebensraumfunktion des Bodens ab. Nach ihren Vorstellungen sind hier Böden mit seltenen Standorteigenschaften sowie naturnahe Standorte von besonderem Wert. HOCHFELD et al. (2003) entwickeln einen Ansatz für großmaßstäbige Planungen, indem sie ebenfalls die Seltenheit standortrelevanter Bodeneigenschaften (pH-Wert, Kationenaustauschkapazität und Wasserstände) sowie Naturnähe als Kriterium für die Bewertung der Lebensraumfunktion heranziehen.

Den vorgestellten Ansätzen ist gemeinsam, dass ein Bezug zu Bodenorganismen zwar angenommen wird, aber nicht aus der Literatur abgeleitet worden ist. Dies gilt für die beiden folgenden Hauptaspekte:

- Die **Flächengrenzen**, d. h. die Schwellenwerte bezüglich der betrachteten Bodeneigenschaften zwischen verschiedenen kartographischen Einheiten (Lebensräumen) sind nicht bodenbiologisch abgeleitet. I.d.R. wurde nicht nachgewiesen, dass zwischen den Parameterklassen auch tatsächlich Unterschiede im Organismenbesatz der Standorte zu verzeichnen sind. Auch ist nicht nachgewiesen, dass pedologisch als „extrem“ ausgewiesene Standorte auch tatsächlich für die Bodenorganismen-Gemeinschaften extreme Bedingungen aufweisen, die zu einer abweichenden Artenzusammensetzung im Vergleich zu „nicht-extremen“ Standorte führen.
- Ebenso wenig wird der **Flächeninhalt** bodenbiologisch definiert. So werden weder die Flächeneinheiten mit Namen versehen, die auf den biologischen Inhalt Rückschlüsse zulassen, noch werden Organismen (z. B. Indikatororganismen) benannt, die hier zu erwarten sind.

#### Konzepte von Seiten der Bodenbiologie

Bodenbiologisch begründete Verfahren liegen zum einen mit dem System der „Bodenbiologischen Standortklassifikation“ (BBSK I und II, RÖMBKE et al., 2000, 2002) zum anderen mit dem „Leitfaden zur Bewertung von Böden für das Land Baden-Württemberg“ (SOMMER et al., 2002) vor.

In BBSK I (RÖMBKE et al., 2000) werden klimatische und Bodenparameter genannt, die für die Verbreitung von Bodenorganismen von besonderer Bedeutung sind. Im speziellen sind dies die Bodenart, der pH-Wert, die potenzielle Bodenfeuchte (aus nutzbarer Feldkapazität und mittlerem Jahresniederschlag abgeleitet), das C/N-Verhältnis und der Gehalt an organischer Substanz. Für jeden dieser Parameter wurden 4 bis 5 Klassen gebildet. Es ergaben sich theoretisch 1280 Faktorkombinationen von denen 122 auf der betrachteten Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 von Deutschland tatsächlich vertreten waren. Um die Zahl der Standorttypen weiter zu reduzieren wurde eine Clusterung anhand der Faktorklassen vorgenommen und 10 Cluster gebildet. Diesen Clustern wurden Erwartungswerte hinsichtlich des Auftretens von Arten der Nematoden, Horn- und Raubmilben, Enchytraeen, Lumbriciden und der Makrofauna (Diplopoden, Chilopoden, Asseln) zugeordnet.

Von besonderem Wert ist dieser Ansatz, als er Kombinationen von Standortparametern eine Biozönose zuordnet. Allerdings ist die Klassifizierung der Standorteigenschaften relativ statisch und zu wenig am Auftreten der Bodenorganismen abgeleitet. So werden beim pH-Wert folgende Klassengrenzen gewählt: 3,5; 4,5; 5,5; 6,5. Dabei wird nicht berücksichtigt, dass z.B. der Schwellenwert von 3,5 (Aluminiumtoxizität) von größerer Bedeutung ist, als die anderen Werte. Auch wird davon ausgegangen, dass alle Standortfaktoren in gleicher Intensität auf die Bodenorganismen-Gemeinschaft einwirken. Wie weiter unten gezeigt wird, ist aber eher eine hierarchische Abstufung der Faktoren zu wählen.



SOMMER et al. (2002) klassifizieren Forstböden anhand der Verbreitung von Regenwürmern, Gehäuselandschnecken und der mikrobiellen Biomasse in Abhängigkeit des pH-Wertes, der bodenkundlichen Feuchtestufe und, mit geringerer Bedeutung, des Tongehaltes der Böden. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt darin, dass hier Bodenparameter verwendet werden, die in den Bodeninformationssystemen der Geologischen Dienste relativ gut verfügbar, bzw. von vorhandenen Daten ableitbar sind (z.B. pH-Wert). Kritisch ist aber das von SOMMER et al. (2002) vorgeschlagene Bewertungsschema, das sich an dem Begriff der „Leistungsfähigkeit“ im Sinne eines hohen Organismenbesatzes und einer hohen biologischen Aktivität orientiert und das eine hohe Leistungsfähigkeit per se als besonders schützenswert definiert. Nicht berücksichtigt wird hier, dass auch Gemeinschaften mit geringer Artenzahl oder geringer Masse wertvoll sein können, in dem sie z. B. besonders seltene Bodentierarten beherbergen. In Analogie könnte man die Pflanzengesellschaften von Hochmooren betrachten, die wenige Arten und eine geringe Biomassebildung aufweisen, nichtsdestoweniger aber im natürlichen Zustand als besonders schützenswert angesehen werden müssen. Im Folgenden soll daher das Konzept vertreten werden, dass zunächst jeder Boden Lebensraum für eine standorttypische Lebensgemeinschaft ist. Eine Überplanung von Böden sollte aber derart gestaltet werden, dass global bzw. regional eine möglichst hohe Vielfalt der natürlichen Lebensräume erhalten bleibt.

#### Entwicklung eines Verfahrens zur Darstellung von Böden als Lebensraum für unterschiedliche Bodenorganismen-Gemeinschaften

Im Fachausschuss „Biologische Bewertung von Böden“ des Bundesverbandes Boden (BVB) wird zurzeit ein Verfahren entwickelt, mit dem sich aufbauend auf digital vorliegenden Standortinformationen Böden als Lebensraum für unterschiedliche Bodenorganismen-Gemeinschaften ausweisen lassen (HÖPER und RUF, 2003). Dabei wird angenommen, dass die Verbreitung von Bodenorganismen stark von abiotischen Standortfaktoren, v.a. den Bodeneigenschaften, abhängt. Bezüglich der Klassifikation von Bodenorganismen-Gemeinschaften wird auf das System der Zersetzergesellschaften nach GRAEFE (1993) zurückgegriffen. Dort wurde eine hierarchische Klassifizierung von Zersetzergesellschaften in Ordnungen, Verbände und Assoziationen vorgenommen. Aus dieser Klassifizierung ergibt sich auch eine Hierarchie der Standortfaktoren. Auf der Ebene der Ordnung ist dies der pH-Wert, auf der Ebene der Verbände die Bodenfeuchte und auf der Ebene der Assoziationen spielt die Landnutzung eine wichtige Rolle. Für die Zuordnung zu den Zersetzergesellschaften verwendet GRAEFE (1993) 2 Tiergruppen, die Regenwürmer und die Kleinringelwürmer (Enchytraeen), die als Indikatoren für die gesamte Bodenorganismen-Gemeinschaft stehen. Insgesamt ergeben sich 9, unter Einbeziehung von Permafrostböden und frühen Sukzessi-

onsstadien 11 Assoziationen (BEYLICH und GRAEFE, 2002), von denen jedoch nicht alle für ungestörte Standorte relevant sind.

Im Rahmen des BVB-Fachausschusses wurde folgenden Fragen nachgegangen:

- Auf welche Standortfaktoren reagieren weitere Organismengruppen (v.a. Mikroorganismen, Horn- und Raubmilben, Collembolen und Nematoden)?
- Lassen sich gemeinsame Schwellenwerte ableiten?
- Können, ergänzend zu GRAEFE (1993), Gemeinschaften ausgewiesen werden, die vor allem im Bereich der Trockenstandorte oder des Feuchtgrünlandes eine weitere Differenzierung ermöglichen?

Es wurde eine nutzungsspezifische Hierarchisierung der Standortfaktoren gewählt (Tabelle 1). Dieses berücksichtigt, dass in Folge einer unterschiedlich starken, anthropogenen Überprägung nicht alle Kombinationen der Standortfaktoren unter allen Nutzungen auftreten. So ist Ackerbau in der Regel mit Kalkung saurer Standorte, Entwässerung nasser Standorte und Düngung verbunden, so dass es zu einer Angleichung der Standortbedingungen kommt. Unter extremen Standortbedingungen wird kein Ackerbau betrieben. Auch Grünlandnutzung ist mit einer bestimmten Bodenqualität, mit Düngung und Kalkung saurer Standorte verbunden. Von besonderer Bedeutung für das Grünland ist dagegen die Bodenfeuchte. Dagegen prägt sich unter Wald die natürliche Versauerung besonders durch und kann auch durch Kalkungsmaßnahmen nur unwesentlich beeinflusst werden.

Die Informationen zur Nutzung wurden dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS, 1995) entnommen. Neben Ackerland, Grünland, Wald/Gehölz werden auch die Nutzungen Moor und Sumpf ausgewiesen, die einen Hinweis auf nicht landwirtschaftlich genutzte, naturnahe Moor- und Anmoorstandorte geben.

**Tabelle 1: Nutzungsabhängige Hierarchisierung der für die Verbreitung von Bodenorganismen relevanten Standortfaktoren**

Nutzung	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
Acker	Bodenart		
Grünland	Feuchte	pH-Wert	Bodenart
Forst	pH-Wert	Feuchte	Bodenart

Die bodenkundliche Feuchtestufe lässt sich mittels Auswertungsmethoden aus vorliegenden Boden- und Standortinformationen ableiten (HENNING, 2000). Sie integriert klimatische und pedologische Aspekte der Bodenfeuchte einschließlich Grund- oder Stauwasserregime.



In Abhängigkeit von Nutzung und Standortfaktoren ergaben sich die in den Tabellen 2 bis 5 aufgeführten 20 Bodenorganismen-Gemeinschaften. Dabei werden für unterschiedliche Nutzungen z. T. gleiche Gemeinschaften ausgewiesen. Bezogen auf die zur Charakterisierung der Gemeinschaften herangezogenen Indikatorarten ist dies auch richtig. Dennoch wird mit dem vorliegenden Konzept davon ausgegangen, dass die Nutzung einen differenzierenden Einfluss auf die Bodenorganismen-Gemeinschaften ausübt, der allerdings in seiner Art und Auswirkung bodenbiologisch i. d. R. noch nicht ausreichend beschrieben ist. Eine Ausnahme bildet hier z. B. der Unterschied zwischen den Zersetzergesellschaften der tiefgrabenden Regenwürmer (*Lumbricetum*) unter Acker (Tabelle 2, lfd. Nr. 2-4) und Grünland (Tabelle 3, lfd. Nr. 6-9) im Vergleich zum Forst (Tabelle 4, lfd. Nr. 10). Während erstere von Kleinringelwürmern der *Fridericia*-Gattung begleitet werden, findet man in letzterer Kleinringelwürmer der *Stercutus*-Gattung.

Tabelle 2: Bodenorganismen-Gemeinschaften unter Ackernutzung

Lfd.Nr.	Nutzung	Assoziation	Subassoziatio	Bodenart
1	Acker	Fridericio-Enchytraetum <sup>1</sup>		Ss, Su* <sup>4</sup> , SI2
2	Acker	Fridericio-Lumbricetum <sup>2</sup>	geringe Biomasse <sup>3</sup>	SI3, St2
3	Acker	Fridericio-Lumbricetum	mittlere Biomasse <sup>3</sup>	SI4, St3, Slu, U*, Ls*, Lu, Lts, Lt2, Ts4, Ts3
4	Acker	Fridericio-Lumbricetum	hohe Biomasse <sup>3</sup>	Lt3, Ts2, Tu*, TI, Tt, Hn

<sup>1</sup>Fridericio-Kleinringelwürmergemeinschaft, <sup>2</sup>Gemeinschaft tiefgrabender *Lumbricus*-Regenwürmer und Fridericio-Kleinringelwürmer, <sup>3</sup>Wertebereiche siehe HÖPER und KLEEFISCH (2001), <sup>4</sup>alle Bodenarten-Untergruppen der jeweiligen Bodenarten-Gruppe oder Bodenarten-Hauptgruppe

Tabelle 3: Bodenorganismen-Gemeinschaften unter Grünland

Lfd.Nr.	Nutzung	Assoziation	Subassoziatio	BKF <sup>5</sup>		pH-Wert		Boden-/Torfart
				min	max	min	max	
5	Grünland	Fridericio-Lumbricetum	mittlere Biomasse <sup>4</sup>	2	7	3,8	8	S* <sup>6</sup> , Us
6	Grünland	Fridericio-Lumbricetum	hohe Biomasse <sup>4</sup>	2	7	3,8	8	Uu, Ut*, Uls, Ls*, Lts, Lt2, Lu, Ts3, Ts4
7	Grünland	Fridericio-Lumbricetum	sehr hohe Biomasse <sup>4</sup>	2	7	3,8	8	Lt3, Tu*, Ts2, TI, Tt, Hn, Hh
8	Grünland	Fridericio-Lumbricetum <sup>1</sup>	trocken: Dominanz endo-/epigäischer Regenwürmer	0	1	3,8	8	alle
9	Grünland	Fridericio-Lumbricetum,	feucht: feuchteliebende Mikroarthropoden (Horn- und Raubmilben) <sup>7</sup>	8	8	3,8	8	alle
13	Grünland	Octolasiatum tyr-taei <sup>2</sup>		9	10	3,8	5,4	alle
16	Grünland	Eiseniellatum <sup>3</sup>		9	10	5,5	8	alle

<sup>1</sup>Gemeinschaft tiefgrabender *Lumbricus*-Regenwürmer und Fridericio-Kleinringelwürmer, <sup>2</sup>Gemeinschaft nasseliebender *Octolasion*-Regenwürmer, <sup>3</sup>Gemeinschaft nasseliebender *Eiseniella*-Regenwürmer, <sup>4</sup>Wertebereiche siehe HÖPER und KLEEFISCH (2001), <sup>5</sup>Bodenkundliche Feuchtestufe, <sup>6</sup>alle Bodenarten-Untergruppen der jeweiligen Bodenarten-Gruppe oder Bodenarten-Hauptgruppe, <sup>7</sup>RUF et al. (2000)



Tabelle 4: Bodenorganismen-Gemeinschaften unter Forst

Lfd.Nr.	Nutzung	Assoziation	BKF <sup>4</sup>		pH-Wert		Boden-/Torfart
			min	max	min	max	
10	Wald/Gehölz	Stercutio-Lumbricetum <sup>1</sup>	4	8	3,8	8	Ss, Su <sup>4</sup> , Si2 alle anderen
11	Wald/Gehölz	Achaeto-Cognettietum <sup>2</sup>	4	8	2,5	3,8	
12	Wald/Gehölz	Brachychtonoidea-Gemeinschaft <sup>3</sup>	1	3	2,5	3,8	alle Bodenarten
			1	3	3,8	8	Ss, Su <sup>4</sup> , Si2
			1	1	3,8	8	alle anderen
14	Wald/Gehölz	Octolasiatum tyrtaei <sup>4</sup>	9	10	3,8	5,4	Hn, basenarm
17	Wald/Gehölz	Eiseniellatum <sup>4</sup>	9	10	5,5	8	Hn, basenreich
19	Wald/Gehölz	Cognettietum sphagnetorum <sup>5</sup>	9	10	2,5	3,8	Hh

<sup>1</sup>Gemeinschaft tiefgrabender *Lumbricus*-Regenwürmer und Stercutio-Kleinringelwürmer, <sup>2</sup>Achaeto-Kleinringelwürmer, <sup>3</sup>Gemeinschaft der Brachychtonoidea-Hormilben (RUF, 2000), <sup>4</sup> siehe Tabelle 3, <sup>5</sup> Cognettia-Kleinringelwürmergemeinschaft.

Tabelle 5: Bodenorganismen-Gemeinschaften unter Moor/Sumpf

Lfd.Nr.	Nutzung	Assoziation	pH-Wert		Torfart <sup>2</sup>
			min	max	
15	Moor/Sumpf	Octolasiatum tyrtaei <sup>1</sup>	3,8	5,4	Hn, basenarm
18	Moor/Sumpf	Eiseniellatum	5,5	8	Hn, basenreich
20	Moor/Sumpf	Cognettietum sphagnetorum			Hh

<sup>1</sup> siehe Tabelle 4, <sup>2</sup> Hn Niedermoor, Hh Hochmoor

Mit dem oben beschriebenen Verfahren wurde beispielhaft eine Darstellung für das Gebiet der TK2916 in der niedersächsischen Geest vorgenommen (Abbildung 1).

Wie zu erwarten, dominieren sandige Standorte, unter den Nutzungen Acker, Grünland und Forst mit den entsprechenden Bodenorganismen-Gemeinschaften (lfd. Nr. 01, 05, 11 und 12). Es erscheinen lineare Strukturen in den Niederungsböden, in denen die Organismengemeinschaften des Octolasiatum tyrtaei (Nr. 13 und 15) und des Fridericio-Lumbricetum, Subassoziation feuchteliebende Mikroarthropoden (Nr. 09) dominieren. Vereinzelt fallen gelbe Flächen auf, ackerbaulich genutztes Niedermoor mit der Organismengemeinschaft 04 Fridericio Lumbricetum mit hoher mikrobieller Biomasse. Bei diesen Standorten handelt es sich um stark gestörte Systeme mit geringer Naturnähe.

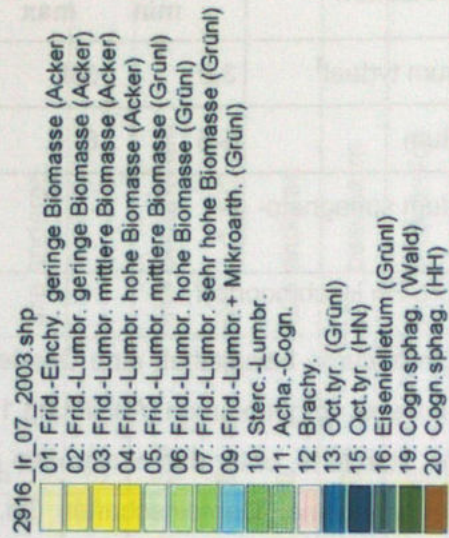
### Bewertung

Es wird vorgeschlagen, die Bewertung auf der UN-Konvention von Rio de Janeiro (UNEP, 1992) über Biologische Vielfalt aufzubauen. Nach dieser Konvention wird „Biologische Vielfalt“ als ein qualitativer Begriff verstanden, der sich auf die Vielfalt auf allen Ebenen biologischer Organisation bezieht. Schutzgüter sind die Anzahl der Arten, die genetische Variation innerhalb einer Art und die Vielfalt der Ökosysteme, letztendlich als Vorbedingung für die ersten beiden Schutzgüter. Von Andrea Ruf (persönl. Mitteilung) wurde eine Auswertung von naturschutzfachlichen Gesetzesgrundlagen und Planungen (EWG, 1992; BIERHALS et al., 2000; ANONYM, 2000; BVB, 2001; SOMMER et al., 2002) im Hinblick auf die dort verwendeten Bewertungskriterien vorgenommen. Abgestuft nach der Häufigkeit wurden in erster Linie folgende Kriterien verwendet:

1. Seltenheit (regional, national, international)
2. Repräsentanz
3. Wiederherstellbarkeit
4. Großflächigkeit
5. Vielfalt



# Potenzielle Verbreitung von Bodenorganismen-Gemeinschaften TK2916



Maßstab 1 : 25.000

Dr. Heinrich Höper  
02.07.2003

Ad 1: **Tabelle 6** liefert eine Einstufung der in der Karte (Abbildung 1) dargestellten Bodenorganismen-Gemeinschaften nach **Seltenheit** auf unterschiedlichen Skalen. Die Einstufung auf nationaler oder gar internationaler Ebene muss allerdings als vorläufig angesehen werden. Eine Anwendung des vorgestellten Verfahrens auf größere Gebiete, die bisher noch nicht erfolgt ist, könnte eine solche Einschätzung objektiv gestalten.

Es zeigt sich, dass man auf unterschiedlichen Skalen durchaus zu einer unterschiedlichen Einstufung kommen kann. Gemeinschaften, die international relativ selten vorkommen, können regional einen höheren Flächenanteil einnehmen, z.B. das Stercuto-Lumbricetum oder die Brachychthonoidea-Gemeinschaft. Andere sind auf allen Maßstabsebenen als selten bis sehr selten einzustufen. Diese Organismengemeinschaften sind als besonders wertvoll für den betrachteten Kartenausschnitt anzusehen.

Ad 2: Unter dem Aspekt der **Repräsentanz** für den Landschaftsraum ergeben sich folgende typische Bodenorganismen-Gemeinschaften:

- Repräsentativ für sandige Geeststandorte: 01 Fridericio-Enchytraetum (Acker) und 05 Fridericio-Lumbricetum, mittlere mikrobielle Biomasse (Grünland)
- Repräsentativ für Niederungsböden (Feuchtgrünland): 09: Fridericio-Lumbricetum + feuchteliebende Mikroarthropoden und 13 Octolasielium tyrtaei.
- Repräsentativ für Waldstandorte auf tonreicheren Sandböden: 10: Stercuto-Lumbricetum.

Das Kriterium Repräsentanz steht in einem Bewertungswiderspruch zum Kriterium Seltenheit, als große zusammenhängende Gebiete repräsentativ aber dann nicht selten sind. Im Zweifel wird hier, der Rio-Konvention (UNEP, 1992) folgend, dem Kriterium der Seltenheit der Vorrang zu geben sein.

Ad 3: Das Kriterium der **Wiederherstellbarkeit** kann aus der Kartendarstellung nicht abgeleitet werden. Hierbei handelt es sich um eine inhärente Eigenschaft einer Bodenorganismen-Gemeinschaft, die im Rahmen einer Beschreibung (Tabelle 7.) festgelegt werden kann. Danach wäre die Bodenorganismen-Gemeinschaft 04 Fridericio-Lumbricetum mit hoher mikrobieller Biomasse als gut wiederherstellbar einzustufen. Auch ist der Moorstandort aufgrund der Entwässerung und ackerbaulichen Nutzung als naturfern einzustufen, und muss deshalb trotz seiner relativen Seltenheit als wenig schützenswert angesehen werden. Allerdings besteht hier auch ein hohes Potenzial für Renaturierungsmaßnahmen im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen.



Tabelle 6: Einstufung der auf der Karte dargestellten Bodenorganismen-Gemeinschaften nach Seltenheit auf unterschiedlichen Ebenen (A. RUF, unveröffentlicht)

Bodenorganismen-Gemeinschaft	Nutzung	Lokal (Mess-tischblatt)	Regional (naturräumlich)	NW Europa
01: Fridericio-Enchytraetum	Acker	häufig 20-40%	häufig	häufig
04: Fridericio-Lumbricetum, hohe mikrob. Biomasse	Acker (Moore)	sehr selten <1%	sehr selten	sehr selten
05: Fridericio-Lumbricetum, mittlere mikrob. BM	Grünland	häufig 20-40%	häufig	häufig
09: Fridericio-Lumbricetum + feuchtelieb. Mikroarth.	Grünland	selten 1-5%	mittel häufig	mittel häufig
10: Stercutio-Lumbricetum	Wald	mittel häufig 10-20%	selten	selten
11: Achaeto-Cognettietum	Wald	mittel häufig 10-20%	mittel häufig	selten
12: Brachychthonoidea-Gemeinschaft	Wald	mittel häufig 10-20%	mittel häufig	selten
13: Octolasiatum tyrtaei	Grünland	sehr selten <1%	selten	selten

Ad 4: Die **Großflächigkeit** der betrachteten Gemeinschaften lässt sich aus der Karte ablesen. Sie könnte ein Kriterium für Standorttypen mit ausgeprägten Randeffekten, z. B. Wälder und Moore, sein, für die eine gewisse Mindestfläche vorhanden sein muss, um im Zentrum standorttypische Lebensgemeinschaften vorfinden zu können. Mindestgrößen können derzeit nicht definiert werden, allerdings können im Zuge der Verfahrenseinführung und eines punktuellen Ist-Soll-Abgleichs Hinweise auf Mindestgrößen und Mindestabstände zu Nachbargebieten gewonnen werden. Aus der Karte lassen sich auch Nachbarschaftseffekte und Vergesellschaftungen von Organismengemeinschaften erkennen.

Ad 5: Der Kartenausschnitt liefert einen Überblick über die **Vielfalt** der hier auftretenden Bodenorganismen-Gemeinschaften. Von 20 möglichen sind auf dem Kartenausschnitt 8 zu finden.

Art und Weise, wie die o.g. Kriterien zu einer Gesamtbewertung verbunden werden, ist noch Gegenstand der Diskussion. Planung und Bewertung sollten möglichst nahe an den regionalen Gegebenheiten erfolgen, um die Eigenarten der zu betrachtenden Landschaften herausarbeiten und über regionale Vielfalt eine möglichst große globale Vielfalt zu erhalten. Im Hinblick auf überregional wertvolle Gebiete ist ein Schutz mit den Instrumenten des Naturschutzes zu schaffen (Naturschutzgebiet).

Tabelle 7: Bodenorganismen-Gemeinschaften: Wiederherstellbarkeit und charakteristische Arten

Lfd.Nr.	Nutzung	Assoziation	Subassoziation	Wiederherstellbarkeit	charakteristische Arten
1	Acker	Fridericio-Enchytraetum		hoch	<i>Fridericia</i> sp.
2	Acker	Fridericio-Lumbricetum	geringe Biomasse	hoch	<i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i> , <i>Ap. caliginosa</i> , <i>Fridericia bulboides</i>
3	Acker	Frid.-Lumb.	mittlere Biomasse	hoch	<i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i> , <i>Ap. caliginosa</i>
4	Acker	Frid.-Lumb.	hohe Biomasse	hoch	<i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i> , <i>Ap. caliginosa</i>
5	Grünland	Frid.-Lumb.	mittlere Biomasse	hoch	<i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i> , <i>Ap. caliginosa</i>
6	Grünland	Frid.-Lumb.	hohe Biomasse	hoch	<i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i> , <i>Ap. caliginosa</i>
7	Grünland	Frid.-Lumb.	sehr hohe Biomasse	hoch	<i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i> , <i>Ap. caliginosa</i>
8	Grünland	Frid.-Lumb.	trocken: Dominanz endo-/epigäischer Regenwürmer	hoch	endo-/epigäische Regenwürmer
9	Grünland	Frid.-Lumb.	feucht: feuchteliebende Mikroarthropoden	mittel	spez. Mikroarthropoden, <i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i> , <i>Ap. caliginosa</i>
10	Forst	Stercutio-Lumb.		hoch	<i>Stercutus niveus</i> , <i>L. terrestris</i> , <i>Ap. longa</i>
11	Forst	Achaeto-Cognettietum		hoch	<i>Achaeto aberrans</i> , <i>A. camerani</i> , <i>Marionina clavata</i> , <i>Cognettia sphagnetorum</i>
12	Forst	Brachychthonoidea-Gemeinschaft		mittel	<i>Brachychthonoidea-Hornmilben</i>
13	Grünland	Octolasiatum tyrtaei		gering	<i>Octolasion tyrtaeum</i>
14	Forst	Octo. tyr.		gering	<i>Octolasion tyrtaeum</i>
15	Moor/Sumpf	Octo. tyr.		gering	<i>Octolasion tyrtaeum</i>
16	Grünland	Eiseniellatum		gering	<i>Eiseniella tetraedra</i> , <i>Octolasion tyrtaeum</i>
17	Forst	Eiseniellatum		gering	<i>Eiseniella tetraedra</i> , <i>Octolasion tyrtaeum</i>
18	Moor/Sumpf	Eiseniellatum		gering	<i>Eiseniella tetraedra</i> , <i>Octolasion tyrtaeum</i>
19	Forst	Cognettietum sphagnetorum		gering	<i>Cognettia sphagnetorum</i>
20	Moor/Sumpf	Cognettietum sphagnetorum		gering	<i>Cognettia sphagnetorum</i>



### Ist-Soll Abgleich

Die Bodenbiologische Standortklassifikation (RÖMBKE et al., 2000, 2002) beruht auf einem Ist-Soll-Abgleich, und Standorte, deren Ist-Bestand an Bodenorganismen dem anhand der abiotischen Faktorkombination ermittelten Sollzustand ausreichend nahe kommen, gelten als besonders schützenswert. Ein flächendeckender Ist-Soll Abgleich ist mit dem vorliegenden Ansatz nicht vorgesehen und wäre auch nicht bezahlbar. Dagegen können in einer ersten Planungsphase Standorte ausgewiesen werden, die von ihrem abiotisch abgeleiteten Potenzial besonders schützenswerte Bodenorganismen-Gemeinschaften erwarten lassen. Wird die Planung dann konkret und Flächen mit hohem biotischen Potenzial sind betroffen, sollte vor Ort ein Ist-Soll-Abgleich erfolgen. Hinweise auf zu erwartende (Indikator-) Arten und Organismengruppen liefert Tabelle 7.

### Ausblick

Das vorgestellte Verfahren ist zurzeit noch Gegenstand der Diskussion im Fachausschuss „Biologische Bewertung von Böden“ des Bundesverbandes Boden und muss deshalb als vorläufig betrachtet werden. Gegenstand der Diskussion ist vor allem die hier vorgenommene Erweiterung des Klassifikationssystems der Zersetzergesellschaften nach GRAEFE (1993). Auch ist die in Tabelle 7 aufgeführte Liste der charakteristischen Arten unvollständig. Bei der Entwicklung des vorliegenden Verfahrens hat sich folgender Bedarf an zukünftiger bodenzoologischer Forschung ergeben:

- Entwicklung einer erweiterten bodenzoologische Klassifikation unter Einbeziehung weiterer Organismengruppen (im Vergleich zu GRAEFE, 1993) und unterschiedlicher Funktionen und Lebensbereichen von Bodenorganismen (z.B. Systemingenieur, Bewohner der Luftporen und Bewohner der Wasser gefüllten Poren)
- Untersuchungen zur Verbreitung von Bodenorganismen in Abhängigkeit der Haupt-Standortfaktoren Nutzung, pH, Bodenwasser und Bodenart bei eingehender abiotischer Charakterisierung der Standort nach anerkannten bodenkundlichen Verfahren (z. B. AG BODEN, 1996).
- Entwicklung von kartierbaren Indikatoren für biologische Bodenzustände (z. B. Humusform).

Das vorgestellte Verfahren erlaubt es, flächendeckend, unter Einbeziehung vorliegender Bodeninformationen, Karten zur Verbreitung von Bodenorganismen-Gemeinschaften zu erstellen, um diese in Abwägungsprozesse von Planungen einspeisen zu können. Sowohl die Abgrenzung der Flächeneinheiten als auch der Flächeninhalt sind bodenbiologisch definiert. Eine Bewertung anhand naturschutzfachlicher Kriterien ist möglich, sollte jedoch in der Regel nicht pauschal sondern regional erfolgen.

### Literatur

- AG BODEN (1996). Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 392 S
- ANONYM (2000). Verwaltungsvorschrift der Landesregierung zur Anwendung der §§ 19a bis 19f Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) in Brandenburg, insbesondere zur Verträglichkeitsprüfung nach der FFH-Richtlinie. *Amtsblatt für Brandenburg Nr. 28 vom 18. Juli 2000, S. 358 ff.*
- ATKIS (1995). Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland, AdV. Digitales Basis-Landschaftsmodell 1:25.000 (DLM25). Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Leipzig.
- BAUGB (2002). Baugesetzbuch vom 23. Juni 1960, BGBl I 1960, 341, neugefasst durch Bek. v. 27. 8.1997 I 2141 (1998, 137); zuletzt geändert durch Art. 12 G v. 23. 7.2002 I 2850 Änderungen aufgrund EinigVtr vgl. § 246a.
- BBodSchG (1998). Gesetz zum Schutz des Bodens. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz-BBodSchG) (Bundes-Bodenschutzgesetz) vom 17. März 1998. - BGBl I, Nr. 16, 502-510.
- BEYLICH, A. und Graefe, U. (2002). Annelid coenoses of wetlands representing different decomposer communities. In: Broll, G. Merbach, W. und E.-M. Pfeiffer (Hrsg.). *Wetlands in Central Europe. Soil organisms, soil ecological processes, and trace gas emissions.* Springer, Berlin, 1-10.
- BIERHALS, E., PREIß, A. und ZIEGLER-SCHMIDT, A. (2001). Leitfaden Landschaftsplan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/2001. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- BLOSSEY, S. und LEHLE, M. (1998): Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren. *Bodenschutz* 4/98, 131-133.
- BNatSchG (2002). Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege. Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG vom 25. März 2002, BGBl. I 2002 S. 1193 ff.
- BOSCH, C. (1994). Versuch einer „Roten Liste“ natürlicher Böden zum Schutz von Seltenheit und Naturnähe von Böden. In: Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harreß, H.-M. (Hrsg.): *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser* 7050, 1-9.
- BVB BUNDESVERBAND BODEN (2001). Bodenschutz in der Bauleitplanung. Vorsorgeorientierte Bewertung. BVB Materialien 6, Erich Schmidt Verlag, Berlin.



- EG (2001). Richtlinie 2001/42/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 197/30.
- EWG (1992). Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt Nr. L 206 vom 22/07/1992 S. 0007 - 0050.
- GEOLOGISCHER DIENST NORDRHEIN-WESTFALEN (1998). „Schutzwürdige Böden / Oberflächennahe Rohstoffe in Nordrhein-Westfalen“. CD-ROM. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- GRAEFE, U. (1993). Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortökologische Ansprache. Mittl. Deutsche Bodenkundl. Gesell. 69, 95-98.
- HENNINGS, V. [Koordinator] (2000). Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Sonderhefte Reihe G Geol. Jahrb. 1, 2. Auflage, 232 S.
- HOCHFELD, B., GRÖNGRÖFT, A. und MIEHLICH, G. (2003). Großmaßstäbige Bodenfunktionsbewertung für Hamburger Böden. Verfahrensbeschreibung und Begründung. Endbericht für die Behörde für Umwelt und Gesundheit W2, Hamburg. 81 S.
- HÖPER, H. und KLEEFISCH, B. (2001). Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. Arbeitshefte Boden 2001/4, 94 S.
- HÖPER, H. und RUF, A. (2003). Methode zur flächenhaften Darstellung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von Bodenorganismen für Planungen im mittleren Maßstabsbereich. Bodenschutz 2/2003, 41-47.
- MÜLLER, U., DAHLMANN, I., Bierhals, E., Vespermann, B. & Wittenbecher, C. (2000). Bodenschutz in Raumordnung und Landschaftsplanung. Arbeitshefte Boden 2000/4. 26 S.
- ROG (1997). Raumordnungsgesetz (Artikel 2 des Gesetzes zur Änderung des Baugesetzbuchs und zur Neuordnung des Rechts der Raumordnung) vom 18.08.1997.- BGBl I, 1997, 2081, 2102.
- RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KNOCH, H., KÖRDEL, W., KRATZ, W., MOSER, T., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J. & WOAS, S. (2000). Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. Umweltbundesamt Texte 6/00, 276 S.
- RÖMBKE, J., DREHER, P., BECK, L., HUND-RINKE, K., JÄNSCH, S., KRATZ, W., PIEPER, S., RUF, A., SPELDA, J. & WOAS, S. (2002). Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. Umweltbundesamt Texte 20/02, 273 S.
- RUF, A. (2000). Die Raubmilbenfauna als Indikator für Bodenqualität – was zeigen Milben an, das Regenwürmer nicht können? Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 72 (1), 121-133.

- RUF, A., BECK, L., RÖMBKE, J. und SPELDA, J. (2000). Standortsspezifische Erwartungswerte für die Gemeinschaftsstruktur ausgewählter Taxa der Bodenfauna als Bodenqualitätskriterium. Ber. Nat.-med. Verein Innsbruck 87, 365-379.
- SOMMER, M., EHRMANN, O., FRIEDEL, J.K., MARTIN, K., VOLLMER, T. und TURIAN, G. (2002). Böden als Lebensraum von Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenk. Hefte 63, 163 S.
- UNEP (1992). Convention on Biological Diversity. 5. Juni 1992, Rio de Janeiro. Secretary of the convention on biological diversity, United Nations Environment Programme (UNEP), Montréal, Canada. <http://www.biodiv.org/>.
- UVPG (2002). Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 12. Februar 1990, BGBl I 1990, 205, neu gefasst durch Bek. v. 5. 9.2001 BGBl I 2350; zuletzt geändert durch Art. 2 G v. 18. 6.2002 BGBl I 1914.







## Sanierungszielwerte Boden und Orientierungswerte für die Bauleitplanung: eine Lücke in der BBodSchV ?

Dietmar Barkowski

### 1. Einleitung

Mit Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) am 01.03.1999 liegen bundesweit rechtsgültige Vorschriften zur nachhaltigen Sicherung oder Wiederherstellung der Funktionen des Bodens vor. Dem Prinzip der Gefahrenabwehr folgend wird in § 1 BBodSchG als Grundsatz festgelegt, dass schädliche Bodenveränderungen sowie hierdurch verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren sind sowie Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen ist.

In der von der Bundesregierung erlassenen Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 16.07.1999 ist schließlich u.a. die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen, schädlichen Bodenveränderungen, altlastverdächtigen Flächen und Altlasten näher bestimmt, wobei gemäß § 8 BBodSchG folgende Wertekategorien zu unterscheiden sind:

1. "Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt (Prüfwerte)." 2. "Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind (Maßnahmenwerte)."
3. "Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht (Vorsorgewerte)."

Damit sind zwei differierende Betrachtungsweisen vorgegeben: Zum einen wird das jeweilige Schutzgut (Mensch, Nutzpflanze, Grundwasser) betrachtet, zu dessen Schutz aus Sicht der Gefahrenabwehr bei bereits bestehenden schädlichen Bodenveränderungen Prüf- und Maßnahmenwerte, ggf. abhängig von der jeweiligen Nutzung, anzuwenden sind. Zum anderen steht der Schutz des Bodens und seiner natürlichen Funktionen im Vordergrund der Betrachtung. Mit Hilfe von Vorsorgewerten, die unabhängig von der Bodennutzung anzuwen-

den sind, soll der Boden vor zukünftigen beeinträchtigenden Einwirkungen geschützt werden.

Um diesen unterschiedlichen Zielsetzungen gerecht werden zu können, sind die Werte aufgrund ihrer jeweiligen Ableitung entsprechend voneinander abgegrenzt. So basieren Prüf- und Maßnahmenwerte zur Bewertung des Wirkungspfad Boden-Mensch auf Aussagen zur Humantoxizität sowie auf entsprechenden Expositionsannahmen. Als Ausgangspunkt wird ein aus Humandaten oder Tierversuchen ermittelter bzw. abgeleiteter NOAEL ("No Observed Adverse Effect Level") gewählt und mit Hilfe von Sicherheitsfaktoren die für den Menschen tolerable resorbierte Dosis (TRD) bestimmt. Für kanzerogene Substanzen wird entsprechend ein zusätzlich akzeptables Krebsrisiko von  $10^{-5}$  angenommen (vgl. Bekanntmachung zur BBodSchV).

Zur Ableitung der humantoxikologischen Bewertungsmaßstäbe im Rahmen § 8 BBodSchG sowie § 4 BBodSchV wird schließlich, basierend auf der "praktisch sicheren Dosis", wie der TRD-Wert auch bezeichnet wird, (vgl. Bekanntmachung zur BBodSchV) eine gefahrenbezogene Dosis (GD) ermittelt, die mit hinreichender Wahrscheinlichkeit mit einem Schadenseintritt korreliert.

Die Ableitung der Vorsorgewerte berücksichtigt dagegen u.a. ökotoxikologische Wirkungsschwellen sowie Anhaltspunkte für unerwünschte oder schädliche Auswirkungen auf Nahrungspflanzen und Futtermittel. Eine nutzungsbezogene Differenzierung der Vorsorgewerte wird dabei nicht vorgesehen, da dies dem Ziel des langfristigen Schutzes des Bodens, der vielfältig nutzbar bleiben soll, entgegensteht (Regierungsentwurf der BBodSchV in: ROSENKRANZ et al. 1998).

Damit liegen nun erstmalig bundeseinheitliche Bewertungsmaßstäbe für Böden im Hinblick auf die Gefahrenabwehr für verschiedene Schutzgüter durch bestehende schädliche Bodenveränderungen sowie für den Schutz der natürlichen Bodenfunktionen vor.

Stellt sich jedoch beispielsweise im Rahmen der Bauleitplanung oder der Altlastensanierung die Frage, wie ein Boden im Sinne des BBodSchG hinsichtlich zukünftig geplanter Nutzungen zu bewerten ist, weisen beide Betrachtungsansätze Defizite auf: Die Prüf- und Maßnahmenwerte ermöglichen zwar eine Betrachtung der relevanten Schutzgüter (Mensch, Nutzpflanze) sowie verschiedener Nutzungsszenarien, aber im Sinne der Gefahrenabwehr beinhalten sie den Bezug zur hinreichenden Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintritts. Bei Unterschreiten eines Prüfwertes nimmt zwar die Wahrscheinlichkeit für eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit ab, eine Wirkschwelle kann jedoch damit nicht benannt und die Unbedenklichkeit im Sinne einer vorsorgenden Planung nicht ausgesprochen werden.

Die Vorsorgewerte beinhalten dagegen zwar den Gedanken der Vorsorge, allerdings haben diese Werte nicht vorrangig das Ziel, die menschliche Gesundheit zu schützen. Infolgedessen werden keine Nutzungsszenarien unterschieden, so dass auch dieser Ansatz keine ge-



eignete Hilfestellung für die Ausweisung von Flächen für vorgegebene Nutzungen bietet. Aus gutachterlicher Sicht besteht hier somit eine Lücke innerhalb der vorliegenden bodenschutzrechtlichen Regelungen.

## 2. Methodisches Vorgehen zur Ableitung von Orientierungswerten für die Bauleitplanung

Um das methodische Vorgehen zur Ableitung von Orientierungswerten für die Bauleitplanung konzeptionieren zu können, ist zunächst eine Definition entsprechender Werte erforderlich sowie die Benennung der Anforderungen, denen die abzuleitenden Werte gerecht werden müssen.

### 2.1. Definition und Anforderungen

Orientierungswerte für die Bauleitplanung werden nachfolgend verstanden als

Werte, bei deren Unterschreiten unter Berücksichtigung der geplanten Bodennutzung sowie von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffen davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer Gefährdung der menschlichen Gesundheit nicht besteht.

Hinsichtlich der Nutzung wird im Folgenden von der Ausweisung von Wohngebieten im Rahmen der Bauleitplanung ausgegangen, in denen sowohl Kinderspielflächen wie auch Nutzgärten als zulässig gelten können.

Daraus resultiert, dass sich die abzuleitenden Werte gemäß BBodSchV auf einen künftigen Nutzungshorizont von 0 – 60 cm beziehen.

Die Anforderungen an die Ableitung entsprechender Orientierungswerte lassen sich in folgende Aspekte gliedern:

- Die Ableitung der Werte muss auf der Grundlage von Daten erfolgen, die Aussagen zur Humantoxizität ermöglichen.
- Als angezieltes Schutzniveau muss die Wirkschwelle von toxisch wirkenden Substanzen bzw. ein definiertes zusätzlich akzeptables Krebsrisiko für kanzerogen wirkende Substanzen zugrundegelegt werden.
- Szenarische Betrachtungen mit Hilfe von Expositionsannahmen sollen die Berücksichtigung der geplanten Nutzung ermöglichen.
- Die Werte sollen methodisch eng angelehnt an die Ableitung der Bewertungsmaßstäbe des BBodSchG bzw. der BBodSchV ermittelt werden.
- Eine Plausibilitätsprüfung ist so zu integrieren, dass letztendlich praxistaugliche Orientierungswerte für die Bauleitplanung erhalten werden.

Nachfolgend wird die daraus resultierende methodische Vorgehensweise dargestellt und erläutert. Der Text ist aus einem Gutachten im Auftrag der Stadt Osnabrück entnommen.

## 2.2. Datengrundlage

Als Datengrundlage zur quantitativen Bewertung der Wirkung von Schadstoffen im Hinblick auf die menschliche Gesundheit wird in enger Anlehnung an die BBodSchV auf die abgestimmten Ergebnisse der Fachgremien zurückgegriffen (vgl. EIKMANN et al. 1999). Damit liegen z.B. für die Parameter Arsen, Blei, Cadmium, Chrom VI, Cyanide, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Benzo(a)pyren und PCB entsprechende Daten vor. Für andere Parameter (etwa Antimon und Zink) müssen dagegen in methodisch analoger Weise vergleichbare Daten aus der Literatur, die ggf. nicht durch Fachgremien abgestimmt wurden, herangezogen werden.

Die Annahmen und Konventionen zur Einschätzung möglicher Expositionen, die via oraler, inhalativer oder perkutaner Aufnahme erfolgen können, werden im Rahmen der Anwendung szenarischer Betrachtungen analog zu den Vorgaben der BBodSchV (vgl. dazu Bekanntmachung zur BBodSchV) verwendet.

### 2.2.1. Humantoxikologische Bewertungsgrundlagen

Zur quantitativen Risikoabschätzung werden nachfolgend zunächst die tolerablen täglich resorbierten Körperdosen (TRD-Werte) mit Schutzniveau eines "no observed adverse effect level" für empfindliche Bevölkerungsgruppen (NOAEL<sub>e</sub>), bzw. Körperdosen oder Luftkonzentrationen, die zu einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10<sup>-5</sup> führen, herangezogen [vgl. EIKMANN et al. (1999)]. Dabei werden sowohl Daten zur oralen wie inhalativen Aufnahme berücksichtigt, um analog der Vorgehensweise zur Prüfwertableitung nach BBodSchV einen quantitativen Vergleich der beiden Expositionspfade zu ermöglichen. Mit Hilfe der jeweiligen Aussagen zur Resorption der Substanzen kann schließlich von den resorbierten Körperdosen (TRD-Werte) auf die entsprechend zulässigen zugeführten Dosen rückgeschlossen werden.

Für Antimon und Zink liegen im Rahmen der Prüfwertableitung keine Datenvorgaben vor, für Cyanide nur eingeschränkt, so dass an dieser Stelle auf vergleichbare Daten aus früheren Veröffentlichungen des Umweltbundesamtes bzw. aus vom Umweltbundesamt initiierten Forschungsvorhaben zurückgegriffen wird.

In Tabelle 1 sind die humantoxikologischen Datengrundlagen zusammengestellt.



Tabelle 1: Toxikologische Datengrundlage zur quantitativen Risikoeinschätzung nach BBodSchV

	TRD-Wert in ng/ (kg KG · d)	Resorption in %	Zugeführte Dosis bei Risiko 10 <sup>-5</sup> in ng/ (kg KG · d)	UR-Kategorie	TRD-Wert in ng/ (kg KG · d)	Resorption in %	Zugeführte Dosis bei Risiko 10 <sup>-5</sup> in ng/ (kg KG · d)	Referenzkonz. in ng/m <sup>3</sup>	UR-Kategorie	Perkutane Aufnahme	Akute Wirkungen	Empfindlichkeit von Kin- dern
	Orale Aufnahme				Inhalative Aufnahme							
As	300	100	5,6	UR-	10	30	0,51	-	UR++	-	-	-
Pb	1.000*	50	n. a.	-	n. a.	-	n. a.	-	-	-	-	-
Cd	25*	5	n. a.	-	n. a.	-	0,23	0,8	UR+	-	-	-
Cr VI	5.000*	n. b.	n. a.	-	14	n. b.	0,23	0,8	UR+	-	-	-
Cu	25.000*	50	n. a.	-	n. a.	-	n. a.	-	-	-	-	-
Ni	80	6	n. a.	-	2,86	n. b.	12	10/42	UR-	-	-	-
Hg (an)	15	7	n. a.	-	30	80	n. a.	-	-	-	-	-
Hg (org)	50	100	n. a.	-	n. a.	-	n. a.	-	-	-	-	-
BaP	n. a.	-	1,4	aus- ge- setzt	n. a.	-	0,04	-	UR+	!	-	X
PCB	15	100	1,3	UR-	n. a.	-	2,37	-	UR-	!	-	-
CN <sup>1)</sup>	n. a.	-	n. a.	-	10.000*	70	-	-	-	-	X	-
Sb <sup>2)</sup>	70*	20	n. a.	-	n. a.	n. b.	0,086	80/0,3	UR-	-	-	-
Zn <sup>2)</sup>	n. a.	-	n. a.	-	n. a.	-	-	-	-	-	-	-

UR: unit risk mit entsprechender Bewertung nach KALBERLAH et al. 1999  
n. a.: nicht abgeleitet  
n. b.: nicht berücksichtigt  
\*: gilt als vorläufiger Wert  
!: perkutane Aufnahme ist zu prüfen  
X: entsprechende Hinweise sind zu berücksichtigen  
1) Daten aus FoBiG 1997 und Bekanntmachung zur BBodSchV  
2) Daten aus FoBiG 1995 und 1997  
Aussagen mit weiterem Klärungsbedarf

nach EIKMANN et al. 1999

Wie aus Tabelle 1 (grau unterlegt) zu ersehen ist, bestehen dennoch im Detail Unsicherheiten bei der endgültigen Bewertung einiger Substanzen (vgl. Bekanntmachung zur BBodSchV), so dass folgende Aspekte zusätzlich zu klären sind:

#### Bewertung des unit risk (UR)

Die Qualität eines unit risk, mit Hilfe dessen die kanzerogene Potenz einer Substanz quantifiziert werden kann, hängt von der zugrundegelegten Datenqualität und deren Aussagekraft

sowie der angewandten Extrapolationsmethode ab. Im Rahmen der Prüfwertableitung für die BBodSchV wurde daher eine Methode zur Qualitätsbeurteilung von unit risk-Berechnungen (vgl. Anhang 2, KALBERLAH et al., in: EIKMANN et al. 1999) entwickelt, die es erlaubt, eine Einteilung vorzunehmen, in:

- UR++: unit risk gut geeignet
- UR+: unit risk geeignet
- UR-: unit risk nicht geeignet.

Vom Umweltbundesamt (vgl. Anhang 3, KONIETZKA 1999, in: EIKMANN et al. 1999) wird bei sehr guter (UR++) und guter (UR+) Qualität die Risikoextrapolation mit Hilfe des unit risk als Grundlage für weitere Risikobetrachtungen empfohlen, während bei nicht ausreichender Qualität (UR-) ein entsprechender Verfahrensvorschlag gemacht wird.

Daraus ergibt sich für Arsen, Nickel, Benzo(a)pyren, PCB und Antimon aufgrund einer (UR-)-Bewertung weiterer Klärungsbedarf.

**Arsen** gilt nach oraler Aufnahme als Humankanzerogen und wird von der EU entsprechend in die Kategorie 1 (vgl. Anhang 4, in: EIKMANN et al. 1999) eingestuft. Dementsprechend wird von KONIETZKA (1999) vorgeschlagen, die unit risk-Abschätzung zur Risikoquantifizierung beizubehalten, wobei darauf hinzuweisen ist, dass zukünftig eine Überprüfung der Daten zu Arsen einzuplanen ist.

**Nickel** wird von der EU nach inhalativer Aufnahme ebenfalls als Humankanzerogen (Kategorie 1) eingestuft, so dass die Beibehaltung des unit risk, der auf humanepidemiologischen Daten beruht, empfohlen wird (KONIETZKA 1999). Die Ableitung der Prüfwerte für die BBodSchV wurde dagegen mit Hilfe der toxischen Datenbasis durchgeführt. Nachfolgend wird daher eine Parallelbetrachtung beider Wirkendpunkte vorgenommen.

Die Datenlage zu **Benzo(a)pyren** nach oraler Aufnahme wird als vergleichsweise schlecht eingestuft, so dass eine Bewertung des unit risk zur Zeit ausgesetzt ist. In der Bekanntmachung zur BBodSchV finden sich Hinweise darauf, dass eine Verbesserung der Datenlage im Rahmen der Erarbeitung eines Prüfwertes für PAK erwartet wird. Da jedoch in der bislang vorliegenden BBodSchV ein Prüfwert für Benzo(a)pyren auf der Basis des (schlecht abgesicherten) unit risk abgeleitet ist und weitere Erkenntnisse derzeit ausstehen, soll nachfolgend analog verfahren werden.

Die Datenlage für **PCB**, einem Gemisch aus Kongeneren mit unterschiedlichem Chlorierungsgrad, ist noch vergleichsweise unzureichend. Verschiedene Ansätze der Bewertungsmethodik werden derzeit noch wissenschaftlich diskutiert (vgl. HASSAUER & KALBERLAH 1999). Vorzugsweise wird daher für die Ableitung von Bodenwerten (vgl. auch BBodSchV) eine vergleichende Berechnung toxischer und kanzerogener Wirkendpunkte durchgeführt.

Die Datenlage für **Antimon** (vgl. FoBiG 1995, 1997) ist ebenfalls unzureichend, so dass nach dem Verfahrensvorschlag von KONIETZKA (1999) vorzugehen ist. Die Anwendung die-



ses Verfahrens erfordert allerdings Angaben zum  $CEL_{min}$  (cancerogenic effect level), die der verwendeten Literatur nicht zu entnehmen sind. In Anlehnung an die Bekanntmachung zur BBodSchV wird daher vorgeschlagen, eine Parallelbetrachtung vorzunehmen, in der die Risikobewertung mit Hilfe des (schlecht abgesicherten) unit risk einer Berechnung mit Hilfe des TRD-Wertes gegenübergestellt wird.

#### Vorläufigkeit von Werten

Die TRD-Werte zur Risikoquantifizierung nach oraler Aufnahme von Blei, Cadmium, Chrom VI und Kupfer wurden von den entsprechenden Fachgremien als vorläufig eingestuft. Damit soll dokumentiert werden, dass zukünftig eine Verbesserung der Datenlage erwartet wird, die Werte jedoch vorläufig zur Bewertung herangezogen werden können.

Für **Cyanide** wurde die quantitative Risikobewertung aktualisiert (vgl. FoBiG 1997), jedoch aufgrund unzureichender Datenlage als vorläufig eingestuft. Da Cyanide für ihre akut toxischen Wirkungen nach kurzfristiger Exposition bekannt sind, ist an dieser Stelle auf entsprechende Betrachtungen für einmalige, hohe Aufnahmemengen zu verweisen (s.u.).

Für **Antimon** wurde vom Umweltbundesamt (FoBiG 1995 und 1997) nach oraler Aufnahme ein TRD-Wert in Höhe von  $70 \text{ ng/ (kg KG} \cdot \text{d)}$  vorgeschlagen. Als adverser Effekt zeigte sich im dafür herangezogenen Versuch mit Ratten eine signifikant verringerte Lebensdauer. Aktuell durchgeführte subchronische Versuche mit oral verabreichtem Antimontrioxid (VEENSTRA et al. 1998; HEXT et al. 1999;) ergaben dagegen für Ratten einen NOAEL von  $1.685 \text{ mg/ (kg KG} \cdot \text{d)}$ . VEENSTRA et al. (1998) schließt daraus auf einen (zugeführten) TDI-Wert<sup>1</sup> von  $1,68 \text{ mg/ (kg KG} \cdot \text{d)}$  (dies entspräche bei der Annahme einer 20%igen Resorption einem TRD-Wert von  $336.000 \text{ ng/ (kg KG} \cdot \text{d)}$ ). Damit wäre der ehemals angenommene TRD-Wert um das rund 5.000-fache zu erhöhen. Da diese Daten jedoch noch nicht durch Fachgremien geprüft wurden und zudem Bedenken zu äußern sind, dass ein subchronischer Versuch ausgewertet wurde, mit Hilfe dessen nicht unbedingt der ursprünglich angenommene adverse Effekt (verringerte Lebensdauer) überprüft werden konnte, wird im Folgenden von einer Überarbeitung des TRD-Wertes (vgl. auch IFUA GmbH 1998) abgesehen.

Für **Zink** war ursprünglich vom Umweltbundesamt (UBA 1993) ein TRD-Wert für die orale Aufnahme in Höhe von  $1.000.000 \text{ ng/ (kg KG} \cdot \text{d)}$  angenommen worden. Dieser Wert wurde jedoch bei der Überarbeitung ausgesetzt (vgl. FoBiG 1997). Nachfolgend orientiert sich daher die Bewertung von Zink, einem als lebensnotwendig einzustufenden Spurenelement, an der Obergrenze der allgemein üblichen Empfehlung der Zufuhrmenge von  $500.000 \text{ ng/ (kg KG} \cdot \text{d)}$ . Als Resorption wird 100 % angenommen (siehe auch IFUA GmbH 1994).

#### Perkutane Aufnahme von Substanzen

Zur quantitativen Risikobewertung und Betrachtung verschiedener Nutzungsszenarien ist es

<sup>1</sup> Tolerable Daily Intake

prinzipiell auch erforderlich, die perkutane Aufnahme von Substanzen zu prüfen. In der Bekanntmachung zur BBodSchV sind diesbezüglich Daten ausgewertet und methodische Vorschläge veröffentlicht worden. Als Ergebnis für die hier zu betrachtenden Substanzen bleibt daraus festzuhalten, dass lediglich für **Benzo(a)pyren** und **PCB** eine prinzipielle Relevanz des dermalen Expositionspfadcs aufgrund physikalischer Substanzeigenschaften besteht. Eine konkrete Überprüfung ergab jedoch aufgrund der vergleichsweise geringen Resorption eine geringe quantitative Relevanz für die Prüfwerte der BBodSchV. Dies kann analog auch auf die Ableitung von Orientierungswerten für die Bauleitplanung übertragen werden.

Ein zusätzliches Problem besteht beim Benzo(a)pyren, dessen kanzerogene, lokale Wirkungsweise, unabhängig von der perkutanen Resorption bewertet werden müsste. Die Datenlage dafür ist jedoch unzureichend, so dass an dieser Stelle in der Bekanntmachung zur BBodSchV auf die noch anstehende Ableitung eines PAK-Prüfwertes hingewiesen wird.

#### Akute Wirkung von Substanzen

Die quantitative Risikobewertung basiert in der Regel auf der Betrachtung der sensibelsten Effekte nach langfristiger Exposition im Niedrigdosisbereich. Bei einigen wenigen Substanzen können jedoch aufgrund einer hohen akuten Toxizität letale Wirkungen nach kurzfristigen Expositionen im Vordergrund der Bewertung stehen. Die **Cyanide** sind ein Beispiel hierfür, so dass für deren Bewertung die niedrigste Letaldosis für den Menschen, in Höhe von  $0,56 \text{ mg/kg KG}$  herangezogen wird (vgl. Bekanntmachung zur BBodSchV).

Mit Hilfe eines Sicherheitsfaktors von 10 wird dann die gefahrenbezogene Körperdosis zur Ableitung von Prüfwerten ermittelt. Dieses Schutzniveau erscheint jedoch für die Ableitung von Orientierungswerten für die Bauleitplanung zu gering. Im Sinne der Vorsorge wird daher vorgeschlagen, das Schutzniveau an die Vorgehensweise für die weiteren Parameter anzupassen und den Sicherheitsfaktor pragmatisch von 10 auf 100 anzuheben.

#### Erhöhte Empfindlichkeit von Kindern gegenüber kanzerogenen Stoffen

Bei der Bewertung kanzerogen wirkender Substanzen wird im Sinne der BBodSchV davon ausgegangen, dass Kinder und Erwachsene gleich sensitiv reagieren. Inwieweit diese Annahme jedoch tatsächlich gerechtfertigt ist, ist derzeit wissenschaftlich noch nicht abschließend geklärt. Als Vorschlag wird daher in der Bekanntmachung zur BBodSchV empfohlen, für Substanzen mit entsprechenden Hinweisen die risikobezogene Dosis pragmatisch um den Sicherheitsfaktor 10 zu verringern.

Speziell zu **Benzo(a)pyren** wird angemerkt, dass epidemiologische und experimentelle Hinweise auf eine erhöhte Empfindlichkeit des infantilen Organismus vorliegen (vgl. Bekanntmachung zur BBodSchV), so dass auf die Notwendigkeit eines zusätzlichen Sicherheitsfaktors geschlossen werden könnte. Nachfolgend wird jedoch analog zur Vorgehensweise in der BBodSchV zunächst von der Verwendung eines zusätzlichen Sicherheitsfaktors abgesehen.



### 2.2.2. Expositionsannahmen

Da sich die Annahmen und Konventionen zur szenarischen Abbildung von tatsächlichen bzw. zulässigen Nutzungen (im Sinne der Prüfwertableitung) und der geplanten Nutzung (im Sinne der Ableitung von Orientierungswerten für die Bauleitplanung) nicht unterscheiden, können die Daten, die in nachfolgender Tabelle der Übersicht halber nochmals zusammengestellt sind, unverändert übernommen werden.

Tabelle 2: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Direktpfad

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Kinder (ingestive und inhalative Aufnahme)		
Alter (Abschätzung oraler (inhalativ und ingestiver) Bodenaufnahme)	1 – 8 (3)	a
Körpergewicht	10	kg KG
Nutzungsfrequenz	240	d / a
Bodenaufnahme, ingestiv	0,5	g / d
Rate der ingestiven Bodenaufnahme		
Kinderspielfläche	33	mg/ (kg KG · d)
Wohngebiet	16,5	
Park- und Freizeitanlage	6,6	
Atemvolumen (mäßige Aktivität)	0,625	m³ / h
Spielzeit mit relevanter Staubaufwirbelung	2	h / d
Staubkonzentration in der Luft	1	mg / m³
Anreicherungs faktor im Feinstaub		dimensionslos
/ für Metalle	5	
/ für organische Stoffe	10	
Rate der inhalativen Bodenaufnahme		
Kinderspielfläche	0,082	mg/ (kg KG · d)
Wohngebiet	0,041	
Park- und Freizeitanlage	0,016	
Kinder (perkutane Aufnahme)		
Alter	2 – 3	a
Körpergewicht	10	kg KG
Aufenthaltszeit / Expositionszeit: (da das Abwaschen des Bodens von der Haut häufig nicht direkt nach dem Spielen erfolgt, wird eine Expositionszeit von 5 h angesetzt)	2 / 5	h
bedeckte Körperfläche	2.100	cm²
Bedeckung der Haut mit Boden	2	mg/cm²
Kinder (Prüfung der akuten Toxizität bei einmalig hoher Aufnahme)		

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Körpergewicht	10	kg KG
Bodenaufnahme	10	g
Dosis der Vergiftungserscheinungen	Faktor 10 auf letale Dosis	mg/kg KG
Erwachsene (Industrie- und Gewerbegrundstücke)		
Arbeitszeit	8	h / d
Arbeitstage und -wochen	5 und 45	d / w und w / a
Witterungsfaktor für die Möglichkeit Staub aufzuwirbeln	1 / 3	
Expositions dauer (bei 20 oder 40 Jahren)	600	h / a
Staubkonzentration der Luft	0,325	mg / m³

(aus: Rosenkranz, Einsele, Harreß (1998) "Bodenschutz"; Erich Schmidt Verlag)

Damit liegen alle erforderlichen Annahmen und Konventionen zur szenarischen Betrachtung des Wirkungspfad es Boden – Mensch vor.

### 3. Berechnungsformeln

Nach Zusammenstellung der vorhandenen und relevanten Daten zur Humantoxikologie sowie zur Expositionsabschätzung können nun Orientierungswerte für die Bauleitplanung ermittelt werden, wobei allerdings im Gegensatz zur Ableitung der Prüfwerte in der BBodSchV der Gefahrenbezug, der dort mit Hilfe von gefahrenverknüpfenden Faktoren hergestellt wird, keine Berücksichtigung findet (vgl. Kapitel 2.1). Als sensibelste Nutzung hinsichtlich des Wirkungspfad es Boden – Mensch wird zunächst von der szenarischen Betrachtung als Kinderspielfläche ausgegangen.

Als Hintergrundbelastung im Sinne einer Ausschöpfung der TRD-Werte aufgrund belasteter Nahrungsmittel oder Umgebungsluft wird dem Vorschlag der BBodSchV folgend 80% angenommen.

Zur Vervollständigung und besseren Nachvollziehbarkeit werden nachfolgend die zugrundegelegten Berechnungsformeln zusammengefasst:

#### Formel 1: orale Bodenaufnahme (Kinderspielfläche) für nichtkanzerogen wirkende Substanzen

$$\text{Bodenwert} = \frac{\text{zugeführte Dosis} \cdot (1 - \text{Ausschöpfung durch Hintergrund})}{\text{Bodenaufnahmerate}}$$

$$= \frac{\text{zugeführte Dosis} \left( \frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right) \cdot (1 - 0,8)}{33 \frac{\text{mg}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}}}$$



**Formel 1a: orale Bodenaufnahme (Kinderspielfläche)  
für akut toxische Substanzen**

$$\begin{aligned}\text{Bodenwert} &= \frac{\text{zugeführte Dosis}}{\text{Bodenaufnahmerate}} \\ &= \frac{\text{zugeführte Dosis} \left( \frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right)}{1.000 \frac{\text{mg}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}}}\end{aligned}$$

**Formel 2: orale Bodenaufnahme (Kinderspielfläche)  
für kanzerogen wirkende Substanzen**

$$\begin{aligned}\text{Bodenwert} &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \cdot \text{Expositionszeitfaktor L}}{\text{Bodenaufnahmerate}} \\ &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \left( \frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right) \cdot 8,75}{33 \frac{\text{mg}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}}}\end{aligned}$$

**Formel 3: inhalative Bodenaufnahme (Kinderspielfläche)  
für nichtkanzerogen wirkende Substanzen**

$$\begin{aligned}\text{Bodenwert} &= \frac{\text{zugeführte Dosis} \cdot (1 - \text{Ausschöpfung durch Hintergrund})}{\text{Bodenaufnahmerate} \cdot \text{Anreicherungsfaktor A}} \\ &= \frac{\text{zugeführte Dosis} \left( \frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right) \cdot (1 - 0,8)}{0,082 \frac{\text{mg}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot A}\end{aligned}$$

**Formel 4: inhalative Bodenaufnahme (Kinderspielfläche)  
für respirationstoxische Substanzen**

$$\begin{aligned}\text{Bodenwert} &= \frac{\text{Referenzkonzentration RK} \cdot \text{Gewichtungsfaktor G}}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor A}} \\ &= \frac{\text{RK} \left( \frac{\text{ng}}{\text{m}^3} \right) \cdot 18,25}{1 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot A}\end{aligned}$$

Anmerkung: Diese Formel wäre aufgrund respirationstoxischer Wirkungen auf Nickel anzuwenden. Die Ableitung der Prüfwerte nach BBodSchV basiert jedoch auf Formel 3.

**Formel 5: inhalative Bodenaufnahme (Kinderspielfläche)  
für kanzerogen wirkende Substanzen**

$$\begin{aligned}\text{Bodenwert} &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \cdot \text{Expositionszeitfaktor L}}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor A}} \\ &= \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \left( \frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right) \cdot 8,75}{0,082 \frac{\text{mg}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot A}\end{aligned}$$

**Formel 6: inhalative Bodenaufnahme (Kinderspielfläche)  
für lokal kanzerogen wirkende Substanzen**

$$\begin{aligned}\text{Bodenwert} &= \frac{\text{Konz. bei Risiko } 10^{-5} \cdot \text{Gewichtungsfaktor G} \cdot \text{Expositionszeitfaktor L}}{\text{Staubkonzentration} \cdot \text{Anreicherungsfaktor A}} \\ &= \frac{\text{Konzentration bei Risiko } 10^{-5} \left( \frac{\text{ng}}{\text{m}^3} \right) \cdot 18,25 \cdot 8,75}{1 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot A}\end{aligned}$$

Anmerkung: Diese Formel wäre aufgrund lokaler Wirkungen für Benzo(a)pyren, Antimon und Cadmium anzuwenden. Die Ableitung der Prüfwerte nach BBodSchV basiert jedoch auf Formel 5.

Die vergleichende Berechnung mit Hilfe der Formeln 1 bis 6 ergibt für die verschiedenen Wirkendpunkte und Expositionspfade folgende Daten für die Betrachtung des Nutzungsszenarios "Kinderspielflächen" (vgl. Tabelle 3):



Tabelle 3: Übersicht der theoretisch erhaltenen Bodenwerte für den Wirkungspfad Boden-Mensch (Kinderspielflächen)

	Oral (tox)	Oral (kanz)	inh (tox) <sup>1)</sup>	inh (tox-lo) <sup>2)</sup>	inh (kanz) <sup>1)</sup>	inh (kan-lo) <sup>2)</sup>
	n. Formel 1	n. Formel 2	n. Formel 3	n. Formel 4	n. Formel 5	n. Formel 6
Sb	2,12	-	52,9	292	1,84	9,58
As	1,82	1,48	74,8	-	10,88	-
Pb	12,12	-	-	-	-	-
Cd	3,03	-	-	-	4,91	25,6
CN	5,6 (aufgrund akuter Wirkungen nach Formel 1a)					
Cu	303	-	-	-	-	-
Cr VI	30,30	-	32,2	-	4,91	-
Ni	8,08	-	5,02	36,5	256,1	1.341
Hg (an)	1,3	-	89,02	-	-	-
Hg (org)	0,3	-	-	-	-	-
Zn	3.030	-	-	-	-	-
BaP	-	0,37	-	-	0,43	2,24
PCB	0,09	0,34	-	-	25,29	-
<sup>1)</sup> Formel 3 und 5 wurde zur Berechnung der Prüfwerte für die inhalative Aufnahme in der BBodSchV angewandt (vgl. LABO-LAGA-AG 1996) <sup>2)</sup> Formel 4 und 6 wird in der Bekanntmachung zur BBodSchV als Berechnungsmethode vorgeschlagen.						

(in mg/kg TS)

Daraus wird ersichtlich, dass für die Parameter Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber (anorganisch und organisch), Zink und PCB der orale Aufnahmepfad als der vergleichsweise sensiblere zu bewerten ist, während für Chrom VI und Nickel die inhalative Aufnahme zu niedrigeren tolerablen Bodenwerten führt. Für Benzo(a)pyren und Antimon ergeben sich für beide Expositionspfade unter Zugrundelegen der jeweils sensibelsten Wirkendpunkte Bodenwerte in gleicher Höhe.

Die durchgeführte Parallelberechnung für toxische und kanzerogene Wirkungen hat ergeben, dass bei Arsen nahezu gleiche Größenordnungen ermittelt werden, während für PCB und Nickel die toxischen Wirkungen im Vordergrund der Bewertung stehen müssen.

#### 4. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die beschriebene Vorgehensweise führt zunächst zu rechnerischen Zwischenergebnissen, die einer Plausibilitätsprüfung und eines Abgleichs mit der Hintergrundbelastung bedürfen. Im Rahmen eines Gutachtens für die Stadt Osnabrück wurden folgende Orientierungswerte für die Bauleitplanung abgeleitet:

Tabelle 4: Gegenüberstellung der Orientierungswerte für die Bauleitplanung mit Prüfwerten der BBodSchV (Gesamtgehalte)

	Orientierungswerte für die Bauleitplanung (Wohngebiete) - allg. Empfehlung -*	Prüfwerte nach BBodSchV - Kinderspielflächen -	Prüfwerte nach BBodSchV - Nutzgärten -	Prüfwerte nach BBodSchV - Wohngebiete -
Antimon	2	-	-	-
Arsen	20	25	200 <sup>3)</sup>	50
Blei	150	200	-	400
Cadmium	1	10 <sup>1)</sup> / 2 <sup>1)</sup>	-	20 <sup>1)</sup>
Chrom	50	200	-	400
Cyanide	5	50	-	50
Kupfer	300	-	-	-
Nickel	40	70	-	140
Quecksilber	1	10	5	20
Zink	3.000	-	-	-
Benzo(a)pyren	0,5	2	1	4
PCB <sup>2)</sup>	0,1	0,4	-	0,8
<sup>1)</sup> In Haus- und Kleingärten, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nutzpflanzen genutzt werden, ist für Cadmium der Wert von 2,0 mg/kg TM als Prüfwert anzuwenden. <sup>2)</sup> Soweit PCB-Gesamtgehalte bestimmt werden, sind die Meßwerte durch den Faktor 5 zu dividieren. <sup>3)</sup> Bei Böden mit zeitweise reduzierenden Verhältnissen gilt ein Prüfwert von 50 mg/kg Trockenmasse				

\* die allgemeinen Empfehlungen sind mit Hilfe der regionalen Hintergrundbelastung zu konkretisieren (alle Angaben in mg/kg TS)

Es ist ersichtlich, dass zwischen beiden Werteniveaus (mit und ohne Gefahrenbezug) ein jeweils konstanter Faktor nicht angegeben werden kann. Solch ein starres Vorgehen würde auch der Komplexität der Ableitung und damit der Intention der BBodSchV nicht gerecht. Aufgrund der Definition und methodischen Ableitung der Orientierungswerte für die Bauleitplanung kann abschließend darüber hinaus empfohlen werden,

- die Orientierungswerte für die Bauleitplanung auch als Sanierungszielwerte in Wohngebieten heranzuziehen und
- die Orientierungswerte für die Bauleitplanung ebenfalls als Bewertungsmaßstab für Böden im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien zu verwenden, die beispielsweise für UVP-pflichtige Planungsverfahren erstellt werden.



**Literatur**

- BBODSCHG Bundes-Bodenschutzgesetz; Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten, BGBl. I G 5702 Nr. 6 vom 24.03.98, S. 502-510.
- BBODSCHV, Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (1999) vom 16.07.1999
- Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 18. Juni 1999, Bundesanzeiger (51), 161a, S. 1-39.
- DELSCHEN, T. (1998): Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten; Teil 2: Prüfwerte für das Nutzungsszenario "Wohngärten", Altlasten Spektrum, 6, S. 336-342.
- EIKMANN, HEINRICH, HEINZOW, KONIETZKA (1999): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, Toxikologische Basisdaten und ihre Bedeutung, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- ELLIOTT, B., MACKAY, J., CLAY, P., ASHBY, J. (1998): An Assessment of the Genetic Toxicology of Antimony Trioxide, Mutation Research (415), S. 109-117.
- FOBIG (1995): Aktualisierte Fortschreibung der Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten; im Auftrag des Umweltbundesamtes (unveröffentlicht), Forschungsbericht 103 40 113.
- FOBIG (1997): UMS-Modell-Erweiterung/Optimierung, Umsetzung in Fallstudien, Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, in: Bericht zum F+E Vorhaben 109 01 215.
- HASSAUER, M.; KALBALAH, F. (1999): Polychlorierte Biphenyle, in: EIKMANN, HEINRICH, HEINZOW, KONIETZKA (1999): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, Toxikologische Basisdaten und ihre Bedeutung, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HEXT, P., PINTO, P., RIMMEL, B. (1999): Subchronic Feeding Study of Antimony Trioxide in Rats, Journal of Applied Toxicology (19), 3, S. 205.
- IFUA GmbH (1994): Gefährdungsabschätzung Osnabrück Wüste, 6. Sachstandsbericht – Toxikologische Bewertung der Gartenböden – im Auftrag der Stadt Osnabrück.
- IFUA GmbH (1998): Bewertungsleitfaden Kleingärten auf Altablagerungen, im Auftrag des Niedersächsischen Sozialministeriums, November 1998
- KALBERLAH, F., HASSAUER, M., KONIETZKA, D., SCHNEIDER, K. (1999): Anhang 2: Qualitätsbeurteilung von unit risk-Berechnungen, in: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen; Toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung (EIKMANN, HEINRICH, HEINZOW und KONIETZKA, Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin, B010, S. 33-47.
- KONIETZKA, D. (1999): Anhang 3: Handlungsorientierte Vorgehensweise zur Berücksichtigung kanzerogener Wirkungen bei Substanzen mit für die weitergehende Risikobetrachtung nicht geeigneter Risikoquantifizierung, in: Gefährdungsabschätzung von

Umweltschadstoffen; Toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung (Eikmann, Heinrich, Heinzow und Konietzka, Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin, B010, S. 41-50.

- LABO-LAGA-AG (1996): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfad des Bodenverunreinigungen / Altlasten-Mensch (Direkter Übergang); Stand 17.09.1996
- LAGA, Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1997), Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen / Abfällen – Technische Regeln -, Stand: 06.11.1997
- LAWA, Landesamt für Wasser und Abfall (1991), Hrsg., Erfassung und Auswertung der Hintergrundgehalte ausgewählter Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens, Düsseldorf
- ROSENKRANZ, EINSELE, HARRESS (1998): Regierungsentwurf: Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bodenschutz- und Altlastenverordnung - BodSchV) gemäß Beschluß Bundeskabinett vom 09.09.98 zur Zuleitung an den Bundesrat, in: Bodenschutz, 27. Erg. Lfg X, Bd. 3, Kapitel vor 8005, Erich Schmidt Verlag.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1993): Basisdaten zur Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten, Berichte 4/93.
- VEENSTRA, G., DEYO, J., PENMAN, M. et al. (1998): Risk Assessment for the Exposure to Antimony Compounds, Tox. Letters (95), 1001, S. 136.
- VEENSTRA, G., DEYO, J., PENMAN, M. et al. (1998): The oral Toxicity and Mutagenicity of Antimony Trioxide, Tox. Letters (95), 1001, S. 136.



## Bodenschutzpraxis in den Bundesländern -Umgang mit Regelungs- und Bewertungslücken

Hans-Volker Neidhart

Gliederung:

- 1) Regelungsansätze und Regelungsgrenzen des BBodSchG
- 2) Stand der Umsetzung in das jeweilige Landesrecht
- 3) Regelungslücken und Fortschreibungsbedarf
- 4) Vorsorge durch gute fachliche Praxis und Cross Compliance
- 5) Perspektiven

### Regelungsansätze und Regelungsgrenzen des BBodSchG

Grundlagen zum Schutz des Bodens sind bereits 1972 in der Europäischen Bodencharta vom Europa-Rat verabschiedet worden. Erst 13 Jahre später hat die Bundesregierung in ihrer wegweisenden Bodenschutzkonzeption 1985 umfassende, bis heute nicht zurückgenommene Ziele zum Schutz des Bodens formuliert. In der Folgezeit sind dazu weitere Aufgaben und Handlungsschwerpunkte zum Schutz des Bodens erarbeitet worden und schließlich im Bundes-Bodenschutzgesetz (1998) verankert worden. Angesichts der vielfältigen Bodenfunktionen, etwa als Lebensraum für Pflanzen und Tiere und als Filter und Puffer im Stoffkreislauf wird heute die Notwendigkeit eines effektiven Bodenschutzes nicht mehr bestritten.

Das am 01.03.1999 in Kraft getretene Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz; BBodSchG) regelt bundeseinheitlich die ordnungsrechtliche Verantwortlichkeit für Bodenverunreinigungen. Insofern ist ein Rückgriff auf allgemeines Landesordnungsrecht oder das Abfallrecht nicht mehr erforderlich.

Der Zweck des Gesetzes ist es, die Funktionen des Bodens nachhaltig zu sichern oder wiederherzustellen. Zur Erfüllung dieses Zwecks wird eine dreiteilige Strategie verfolgt. Demnach sind:

1. schädliche Bodenveränderungen abzuwehren,
2. schon eingetretene schädliche Bodenveränderungen zu sanieren und



3. gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden ist Vorsorge zu treffen.

Das Bundesbodenschutzgesetz enthält unmittelbar wirksame Verpflichtungen und die Ermächtigungsgrundlagen für den Bund und die Länder zum Erlass von Rechtsverordnungen, die zumindest auf der Bundesebene weitgehend umgesetzt worden sind. Allenfalls wäre festzuhalten ist, dass viele dieser Regelungen noch hinter dem aus Vorsorgegründen ggf. Wünschenswerten zurückgeblieben sind.

Derzeit haben offensichtlich die Länder die größeren Probleme bei der Umsetzung der für sie gedachten Ermächtigungsgrundlagen. Hierzu gehören u.a. die Ausweisung von Bodenbelastungsgebieten / Bodenplanungsgebieten und die Anerkennung von Sachverständigen und Untersuchungsstellen. Der Stand der Umsetzung ergibt sich aus der folgenden Abbildung (Abb. 1).

### Stand der Umsetzung in das jeweilige Landesrecht

Einige Bundesländer (Brandenburg, Hessen, Rheinland-Pfalz) haben das BBodSchG bisher nur durch Zuständigkeitsverordnungen in das jeweilige Landesrecht überführt. Dadurch wird zwar die Umsetzung der unmittelbar wirksamen Pflichten ermöglicht, allerdings sind die Gestaltungsspielräume für landesrechtliche Regelungen deutlich eingeschränkt. Andere Länder haben bisher die bundesgesetzlichen Vorgaben nicht als eigenständige Bodenschutzgesetze (Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen) oder noch auf einer anderen Rechtsgrundlage (Baden-Württemberg) umgesetzt. Einige dieser Länder bereiten allerdings eigenständige Bodenschutzgesetze vor (markiert mit \*).

Abb.1: Stand der Umsetzung in das jeweilige Landesrecht

Land	Bodenschutzgesetze	Zuständigkeits-	Sachverständigen-VO
BB		→ AbfBodZV	---
BE *	BInBodSchG	---	---
BY	BavBodSchG	---	VS & U (03.12.2001)
BW	BodSchG BW	---	---
HB	BremBodSchG	---	VS (04.04.2003)
HE		→ BodZV	---
HH	BodSchG HH	---	E*
MV *	AbfAla M-V (15.01.1997.	---	E*
NI	NBodSchG (19.02.1999.	---	E*
NW	BodSchG NW	---	SV BodAltI
RP *		→ ZustV	---
SH	LBodSchG SH	---	E*
SL	BodSchG SL	---	VSU (02.12.2002)
SN	SächsABG (15.06.1999)	---	VSU
ST	BodSchAG LSA	---	---
TH *	ThAbfAG (15.06.1999.	---	---

Deutliche Unterschiede sind bei den Verordnungen zur Anerkennung von Sachverständigen auszumachen. Umgesetzt ist das bisher nur in Bayern, Bremen, Nordrhein-Westfalen, Saarland und Sachsen. Die fünf norddeutschen Länder haben sich auf ein gemeinsames Verfahren geeinigt. Bisher ist die Umsetzung aber nur in Bremen und Hamburg gelungen (November 2003). In absehbarer Zeit ist mit der Umsetzung in Schleswig-Holstein und ggf. 2004 in Niedersachsen zu rechnen.

Bodenplanungsgebiete sind bisher nur in Niedersachsen ausgewiesen worden. In Sachsen bestehen ähnliche Überlegungen. Brandenburg, Baden-Württemberg, Bayern und Nordrhein-Westfalen haben Regelungen zu Sportschießplätzen getroffen. Daneben gibt es eine Reihe von Vollzugshilfen. Probleme im Verwaltungsvollzug werden in der Regel durch Erlasse gelöst. Diese sind mir im Einzelnen aus den anderen Bundesländern nicht zugänglich. Eine Darstellung würde wohl auch den Rahmen sprengen.

### Regelungslücken und Fortschreibungsbedarf

In der Anfangsphase der Umsetzung des Bodenschutzrechts hat es in den Ländern einen erheblichen Bedarf zu rechtlichen Abgrenzungen zu anderen Rechtsbereichen gegeben, insbesondere zum Abfallrecht, Wasserrecht und Baurecht. Diese Phase ist in der Zwischenzeit weitgehend abgeschlossen. Offen geblieben sind allenfalls einige Detailfragen u.a.

- im Bereich der Landschaftsplanung des Naturschutzes (Schutz wertvoller Böden mit Hilfe der Instrumente des Bodenschutzes),
- bei der Bauleitplanung (Umgang mit Bodenbelastungen bei den Planungen, Kennzeichnung, Sanierungszielwerte),
- beim Futtermittel- und Lebensmittelrecht (teilweise sind die Regelungen so scharf, dass schon unzulässige Schadstoffgehalte in Lebens- und Futtermitteln gefunden werden, obwohl die Prüf- und Maßnahmenwerte noch nicht überschritten sind) und
- im Bereich des Straßenbaus (Verwertung von Bankettschälgut).

Erfreulich ist allerdings, dass die Anforderungen des Bodenschutzes auch in anderen Rechts- und Vollzugsbereichen wahrgenommen und im Wesentlichen auch beachtet werden, jedenfalls mehr als es ohne diese rechtliche Grundlage der Fall war. Der Bodenschutz sitzt nicht mehr am Katzentisch. Auch das zentrale Arbeitsgremium der Länder und des Bundes im Bereich des Bodenschutzes, die LABO (Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz), hat sich im Kreis der etablierten Länderarbeitsgemeinschaften einen Namen gemacht und genießt fachliche Anerkennung.

In einigen Bereichen (Fachliche Anforderungen an Entsiegelungsmaßnahmen, bei der Bodenerosion durch Wind oder bei der Bodenschadverdichtung) sind wir nach meiner Auffas-



sung heute so weit, dass fachlich ausgewogenen Regelungen in der BBodSchV möglich wären. Allerdings steht der Umsetzung die fehlende Ermächtigungsgrundlage im BBodSchG entgegen (keine fachlichen Anforderungen für Entsiegelungsmaßnahmen, nur Wassererosion, Bodenschadverdichtung nur im Bereich der Vorsorge). Vor dem Hintergrund der sich abzeichnenden Konturen für eine Europäische Bodenschutzstrategie ist eher davon auszugehen, dass es wegen dieser Regelungsinhalte zu keiner Novellierung der BBodSchV kommen wird. (Tenor: Abwarten, was kommt.)

Was bliebe ist ggf. eine Fortschreibung der BBodSchV bei den bereits vorhandenen Vorsorge, Prüf- und Maßnahmewerten. Hier sind die fachlichen Arbeiten gut vorangekommen:

#### 1. Prüfwerte Boden-Mensch

Das UBA hat weitere 28 Stoffe als „orientierende Hinweise auf Prüfwerte“ veröffentlicht.<sup>1</sup> Erforderlich wäre die Prüfung der fachlichen Notwendigkeit und der Validität. Entsprechende Arbeiten für PAK, Naphthalin, Benzol, Ethylbenzol, Kobalt und Chrom VI stehen vor dem Abschluss.

#### 2. Prüfwerte Boden-Pflanze

Die ersten 15 organischen Stoffe haben das Ableitungsprozedere durchlaufen. Hier könnten also Prüfwerte abgeleitet und in die BBodSchV übernommen werden. Die Einhaltung der Höchstwerte der KontaminantenVO ist allerdings bei den dann zulässigen Bodenwerten nicht immer gewährleistet. Hier zeichnen sich also Probleme ab. Ein Fach- und Rechtsgutachten soll die damit verbundenen Fragen klären (Ufoplan).

#### 3. Prüfwerte Boden-Bodenorganismen

Die fachlichen Arbeiten sind weit fortgeschritten (Stand Frankfurt, Januar 2003). Nach wie vor werden Probleme bezüglich ihrer rechtlichen und fachlichen Einbindung in das Bodenschutzrecht gesehen. Sollen solche Prüfwerte im Bereich der Gefahrenabwehr oder der Vorsorge eingesetzt werden? Die Altlastensanierung ist eh schon schwierig und teuer. Werden sie im Bereich der Vorsorge angesetzt, dann ergibt sich im Agrarbereich ein weiterer zusätzlicher Überwachungs- und Kontrollaufwand. Ich wage einmal die Prognose, dass sich diese Werte mehr als ein Qualitätsmaßstab für wertvolle Böden durchsetzen werden und eben nicht als Maßstab für ordnungsrechtliche Maßnahmen.

#### 4. Wirkungspfad Boden-Grundwasser

Der Altlastenausschuss der LABO erarbeitet derzeit eine Arbeitshilfe zur Sickerwasserprognose. (Die Endfassung ist von der LABO im September 2003 verabschiedet worden) Die Sickerwasserprognose ist auch Gegenstand eines BMBF-Verbundvorhabens. Danach soll

<sup>1</sup> altlasten spektrum 1/2003, S. 40 ff.

die Evaluierung praktikabler Methoden durch FuE – Vorhaben des UBA (in 2003) vorangebracht werden. Dies wird also noch etwas dauern.

Parallel dazu hat die LAWA ein Geringfügigkeitsschwellen-Konzept entwickelt. Bei der Konstruktion des Bodenschutzrechts ist nicht auszuschließen, dass daraus Konflikte mit den bestehenden Prüfwerten der BBodSchV erwachsen. Die Maßstäbe für den Schutz des Grundwassers leiten sich ja aus den Anforderungen des Gewässerschutzes ab. Eine Validierung der Wertevorschläge steht noch aus. Im November findet hierzu eine Anhörung durch die LAWA statt.

#### 5. Vorsorgewerte

Die Ableitungsmaßstäbe für Vorsorgewerte befinden sich in der Schlussphase ihrer Erarbeitung. Sie werden dann im Bundesanzeiger veröffentlicht. Im Ufoplan sind Aktivitäten im Bereich organischer und anorganischer Stoffe und bezüglich der zulässigen jährlichen Zusatzbelastungen (2003/2004) ausgewiesen. Die LABO hat den Hintergrundwerte-Bericht fortgeschrieben. Dieser kann jederzeit von der Homepage der LABO heruntergeladen oder eingesehen werden.<sup>2</sup> Der Wissenschaftliche Beirat Bodenschutz (WBB) empfiehlt die Festlegung von Bodenvorsorgewerten für Arsen, Nickel und Thallium.

#### 6. Untersuchungsmethoden

Im Fachbeirat „Verfahren und Methoden für Bodenuntersuchungen“ beim UBA werden die Methoden und Verfahren nach Anhang 1 der BBodSchV überprüft. Vorbereitet werden Empfehlungen zur Gleichwertigkeit von Verfahren und Methoden, zur Vor-Ort-Analytik und zur Qualitätssicherung. Derzeit besteht noch keine Klarheit, wie diese Vorschläge Eingang in den ordnungsrechtlichen Rahmen finden sollen.

#### 7. Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft

Hier sind zu nennen die BMVEL-Veröffentlichung zu Bodenschadverdichtung und Erosion, das FuE-Vorhaben zur nutzungsbedingten Verdichtung und das FuE-Vorhaben zu standorttypischen Humusgehalten auf landwirtschaftlich genutzten Böden (Optimalgehalte an organischer Substanz). Daneben erarbeiten die Fachausschüsse des BVB ein Handbuch zu (Teil I) Handlungsempfehlungen zur Erfassung und Bewertung schädlicher Bodenveränderungen aufgrund von Bodenerosion durch Wasser (Entwurf liegt vor, Anhörung am 02.12.2003 beim UBA in Berlin) und (Teil II) Erosionsprognosemodell Wasser (in Erarbeitung).

Im Rahmen der Umgestaltung der EU-Agrarförderung (Cross Compliance) gewinnen diese Themen besondere Relevanz, da Flächenprämien nur dann gewährt werden sollen, wenn bestimmte EU-Richtlinien erfüllt werden (18 insgesamt, u.a. die Klärschlammrichtlinie der EU

<sup>2</sup> [www.labo-deutschland.de](http://www.labo-deutschland.de)



von 1986) und darüber hinaus sicher gestellt ist, dass die Flächen in einem guten ökologischen Zustand erhalten werden. Die Einzelnen Regelungen sind in einer sog. „Horizontalen VO“ (deutsche Fassung) vom 26. September 2003 zusammengefasst.

#### 8. Entsiegelung

Hierzu hat es im UBA ein Rechtsgespräch verbunden mit einem Planspiel gegeben. Das Fazit daraus ist eher so zu interpretieren, dass von einer Umsetzung derzeit Abstand genommen werden sollte.

#### 9. Natural Attenuation

Hierzu werden die Länderaktivitäten vom Altlastenausschuss der LABO zusammengestellt. Noch sind viele Rechtsfragen offen. (Eignung der Maßnahme, Verhältnismäßigkeit etc.)

Zusammengefasst zeichnet sich das folgende Bild ab: Derzeit ist weder beim Bund noch bei den Ländern der deutliche Wunsch zu erkennen, die BBodSchV kurzfristig zu novellieren. Es ist eher damit zu rechnen, dass Ergebnisse der Aktivitäten der EU in Sachen Bodenschutzstrategie-Entwicklung abgewartet werden.<sup>3</sup>

Der unterschiedliche Bearbeitungsstand auf den verschiedenen Gebieten macht eher eine mittel- bis längerfristige Novellierung wahrscheinlich. Der Schwerpunkt dürfte dann bei den Änderungen bzw. Ergänzungen der Anhänge zur BBodSchV liegen und weniger im Text der BBodSchV. Mit den Eckpunkten für eine Ergänzung der BBodSchV ist also allenfalls nach 2004 zu rechnen.

### Vorsorge durch gute fachliche Praxis und Cross Compliance

Die Vorsorge im Bereich des flächenhaften Bodenschutzes wird auch zukünftig vornehmlich im Rahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis zu bewerkstelligen sein. Allerdings wird dabei wohl nicht so sehr der § 17 BBodSchG zum Maßstab werden sondern eher die Umstellung der EU-Agrarförderung.<sup>4</sup>

<sup>3</sup> Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss sowie an den Ausschuss der Regionen: „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“; KOM(2002) 179 – C5-0328/2002 – 2002/2172(COS); Auf der letzten Sitzung des Advisory-Forums am 11.11.2003 in Brüssel haben sich in Ansätzen 3 Richtlinienvorhaben der EU konkretisiert: eine Monitoringrichtlinie, die Klärschlammrichtlinie und eine Richtlinie zur Regelung der Bioabfälle. Die letzteren zwei Richtlinien sind jetzt in die Bodenschutzstrategie integriert worden.

<sup>4</sup> Die sog. „Horizontalen VO“ (deutsche Fassung) vom 26. September 2003; Vorlage einer VERORDNUNG (EG) NR. \*\*\* /2003 DES RATES mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Betriebsinhaber und zur Änderung der Verordnungen (EWG) Nr. 2019/93, (EG) Nr. 1452/2001, (EG) Nr. 1453/2001, (EG) Nr. 1454/2001, (EG) Nr. 1868/94, (EG) Nr. 1251/1999, (EG) Nr. 1254/1999, (EG) Nr. 1673/2000, (EWG) Nr. 2358/71 und (EG) Nr. 2529/2001

Demnach wird gefordert, dass „die volle Zahlung von Direktbeihilfen an die Einhaltung verbindlicher Vorschriften in Bezug auf landwirtschaftliche Flächen, landwirtschaftliche Erzeugung und Tätigkeit gebunden sein sollte. Durch diese Vorschriften sollten grundlegende Anforderungen des Umweltschutzes, der Lebensmittelsicherheit, der Tiergesundheit und des Tierschutzes sowie der Erhaltung der Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand in die gemeinsamen Marktorganisationen einbezogen werden. Werden diese Anforderungen nicht erfüllt, so sollten die Beihilfen von den Mitgliedstaaten nach verhältnismäßigen, objektiven und abgestuften Kriterien ganz oder teilweise entzogen werden. Diese Entziehung sollte bisher oder künftig geltende Sanktionen nach anderen Gemeinschafts- oder einzelstaatlichen Vorschriften unberührt lassen.“ Und ferner:

„Damit es nicht zur Aufgabe landwirtschaftlicher Flächen kommt und um sicherzustellen, dass die Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand erhalten werden, sollten Standards erlassen werden, die sich auf Rechtsnormen der Mitgliedstaaten stützen können oder nicht. Daher ist ein Gemeinschaftsrahmen festzulegen, der es den Mitgliedstaaten erlaubt, Standards unter Berücksichtigung der besonderen Merkmale der betreffenden Flächen einschließlich Boden- und Klimaverhältnisse, bestehende Bewirtschaftungssysteme (Flächennutzung, Fruchtwechsel, Wirtschaftsweisen) und Betriebsstrukturen zu erlassen. Wegen der positiven Umweltauswirkungen von Dauergrünland ist dessen Erhaltung zu fördern, um einer massiven Umstellung auf Ackerland entgegen zu wirken.“

Diese grundsätzliche Forderung wird im Anhang IV wie folgt präzisiert:

#### Anhang IV:

Gegenstand	Standards
Bodenerosion: Schutz des Bodens durch geeignete Maßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Mindestanforderungen an die Bodenbedeckung</li> <li>– An die standortspezifischen Bedingungen angepasste Mindestpraktiken der Bodenbearbeitung</li> <li>– Keine Beseitigung von Terrassen</li> </ul>
Organische Substanz im Boden: Erhaltung des Anteils der organischen Substanz im Boden durch geeignete Praktiken	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Gegebenenfalls Standards für die Fruchtfolgen</li> <li>– Weiterbehandlung von Stoppelfeldern</li> </ul>
Bodenstruktur: Erhaltung der Bodenstruktur durch geeignete Maßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Geeigneter Maschineneinsatz</li> </ul>
Mindestmaß an Instandhaltung von Flächen: Mindestmaß an landschaftspflegerischen Instandhaltungsmaßnahmen und Vermeidung einer Zerstörung von Lebensräumen	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Mindestbesatzdichte und/oder andere geeignete Regelungen</li> <li>– Schutz von Dauergrünland</li> <li>– Keine Beseitigung von Landschaftselementen</li> <li>– Vermeidung unerwünschter Vegetation auf landwirtschaftlichen Flächen</li> </ul>

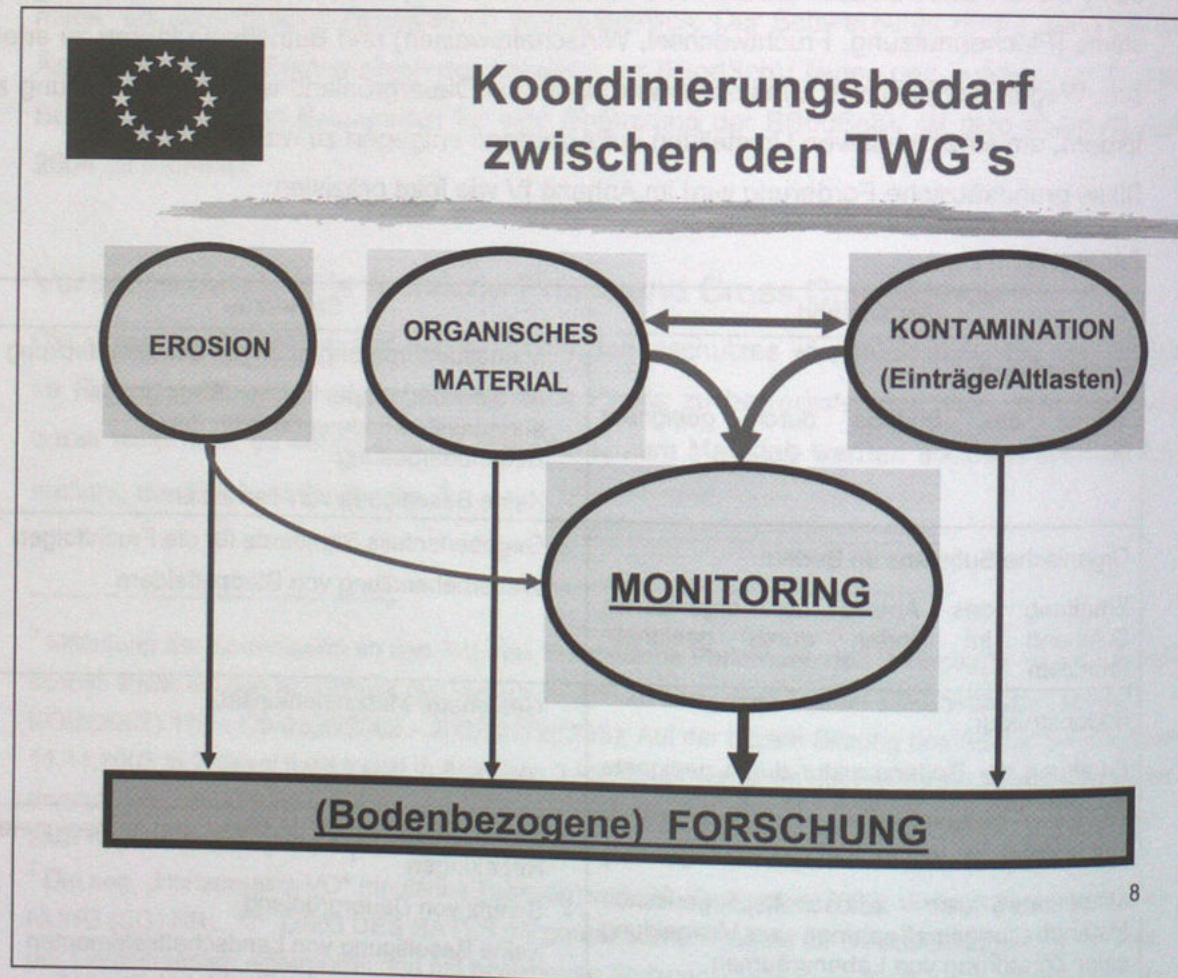


Mit diesen Vorgaben wird gewissermaßen der Bodenschutzstrategie der EU vorgegriffen, in der auch Regelungen zur Erosion und zur organischen Substanz vorgesehen sind. Noch ist nicht sicher, wie hier ein inhaltlicher Abgleich erfolgen kann und ob er überhaupt erfolgen soll.

Derzeit beschäftigen sich diverse Gremien des BMVEL auch mit Beteiligung von LABO-Vertretern mit diesen Themen und versuchen zu einer fachlich tragfähigen Lösung zu gelangen. Bis zum Inkrafttreten dieser Regelungen im Jahre 2005 ist nicht mehr viel Zeit. Auch die Bodenschutzstrategie der EU soll bis 2004 fertig sein.

### Perspektiven

Spannend ist vor allem, welchen Weg die Bodenschutzdiskussion auf der EU-Ebene nimmt und welche Resultate sie zeitigen wird. Die nachfolgende Abbildung gibt einen kurzen Einblick in die thematischen Schwerpunkte (leicht modifiziert), zu denen die EU jeweils Facharbeitsgruppen eingesetzt hat.



8

Für die EU von zentraler Bedeutung ist der Bereich des „Monitoring“. Es ist zu erwarten, dass hierzu bereits im Jahre 2004 ein Richtlinienentwurf vorgelegt wird. Die derzeitige Diskussion stößt bei den LABO-Arbeitsgremien allerdings nicht auf ungeteilte Zustimmung:<sup>5</sup>

- zu viel Aufwand z.B. durch Wiederholungsmessungen im fünfjährigen Rhythmus;
- zu teuer durch Neueinrichtung neuer Messpunkte, wenn sich die Vorstellung eines Rasters im 16\*16 km-Raster durchsetzen sollte und leider
- bisher ohne jeden Wirkungsbezug.

Aus der Sicht des Bodenschutzes wäre es wertvoller, wenn den weiteren Einträgen von Schadstoffen über die Luft, die Düngemittel und durch die Verwertung von Abfällen endlich Grenzen gesetzt würden, die mit den Anforderungen eines vorsorgenden Bodenschutzes zu vereinbaren wären. Zwischen den Aspekten Kontamination und der organischen Substanz gibt es integrale Bezüge. Wenn z.B. der Verlust an Humussubstanz durch Biokomposte, Wirtschaftsdünger und Klärschlamm ausgeglichen werden sollte, dann darf dies nicht ohne Berücksichtigung der damit verbundenen Schadstoffeinträge erfolgen.

Die Forschungsschwerpunkte sollten auf solche integralen Wirkungszusammenhänge und die Erarbeitung von geeigneten Maßnahmen ausgerichtet sein. Die Bodenerosion stellt sich insofern als ein Spezialproblem dar. Leider gibt es derzeit noch keine deutlichen Anzeichen auf der Ebene der EU, dass ein solcher integraler Ansatz verfolgt wird. (Man vergleiche z.B. die Diskussion um Cadmium-Grenzwerte in mineralischen Phosphatdüngemitteln; die Überlegungen, Bioabfall als Produkt zu deklarieren und damit nationalen Regelungen zu entziehen, damit also keine Ausbringungsverbote auf höher belasteten Böden, oder auch der angedachte Vorrang der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung)

Unstrittig ist: Wir brauchen gute Informationsgrundlagen für sachgerechte Entscheidungen. Je nach Belastungssituation sind zudem differenzierte Lösungsansätze erforderlich, die nicht allein ordnungsrechtlich sondern wirkungsvoller durch Beratung und durch die Vorgabe von Leitzielen zu bewerkstelligen ist. Ferner benötigen wir integrale Lösungsansätze, die dem vernetzten System Boden gerecht werden.

In Niedersachsen bestehen Bedenken insofern, dass mit der angedachten Strategie sehr leicht das allgemein anerkannte Prinzip der Subsidiarität von der EU unterlaufen werden könnte. Die Regionalplanung sollte, wie der Name schon signalisiert, die zentrale Aufgabe der Regionen bleiben. Die Niedersächsische Landesregierung legt bei der zukünftigen Kompetenzneuordnung in der EU ganz besonderen Wert auf die Beachtung der Grundsätze der

<sup>5</sup> Die aktuelle Strategie-Diskussion ist im Internet unter der folgenden Adresse für jeden zugänglich:  
<http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/Home/main>



Subsidiarität und der Verhältnismäßigkeit, der nationalen Identität und der regionalen und kommunalen Eigenverantwortung.<sup>6</sup>

<sup>6</sup> Drucksache des Niedersächsischen Landtags vom 26.06.2003; Bezugsdrucksachen 15/134 und 254

## Risk-based Assessment of Soil Quality in the Netherlands (Dutch Soil Protection Act)

Frank A. Swartjes

### Abstract

In the framework of the Dutch Soil Protection Act two generic (i.e. multifunctional) risk-based standards, Target and Intervention Value, have been developed to assess soil and ground-water quality. These standards allow soil and groundwater to be classified as clean, slightly contaminated or seriously contaminated. The Target Value is based on potential risks to ecosystems, while the Intervention Value is based on potential risks to humans and ecosystems. In the case of serious soil contamination the site has, in principle, to be remediated, making it necessary to determine the remediation urgency on the basis of actual (i.e. site specific) risks to humans and ecosystems and, besides, actual risks due to contaminant migration. Land-use specific Remediation Objectives have been derived for several land-uses, on the basis of definition of landuse requirements, selection of soil quality criteria and derivation of risk limits for each soil quality criteria.

### 1. Policy

In 1983 the Dutch government published the Interim Soil Remediation Act and in support to this Act the *Soil Remediation Guideline* (VROM, 1983). This *Guideline* outlines how to take action on soil contamination. The main purpose of the Soil Protection Act, introduced in 1987, is to establish the accountability of individuals in contributing to soil pollution, and includes the question of financial responsibility for the consequences of soil contamination. An evaluation of the Soil Remediation Guideline of the Interim Soil Remediation Act was also started in 1987, resulting in a number of studies, which were to lead to a major revision of parts of this Guideline. The main goals of the revision were:

- to provide scientifically based criteria for deciding on whether to undertake remediation (this criterion has been redefined as "serious soil contamination").
- to link up with the general philosophy on risk-based standards in the Netherlands (VROM, 1988 VROM, 1990) and



- to use risk assessment and toxicological information for the derivation of soil quality standards.

Considering the interest on integrated soil quality standards and uniformity of definitions, it has been decided to develop Intervention Values applicable to soils and sediments. In 1994 the Intervention Values and the methodology to determine the urgency of remediation were formalized and the Soil Protection guideline (formerly called the Soil Remediation Guideline) was incorporated into the Dutch Soil Protection Act; the Interim Soil Remediation Act was disposed of. In 1997 the Soil Protection guideline was extended by incorporating standards for the second (VAN DEN BERG ET AL., 1994) and the third series (KREULE ET AL., 1995) of contaminants and in 1999 by incorporating standards for the fourth series of contaminants (KREULE AND SWARTJES, 1995) via Ministerial Circulars (VROM, 1997; VROM, 1999). In 1998 a new philosophy was introduced, named BEVER (an acronym for "Revised Policy"), which aimed at making the approach to assessment of soil quality more efficient and stimulating a market-oriented mechanism. In the period of 1998 to 2001 an extended technical evaluation of the Intervention Values took place. This project resulted in revised proposals of the first series of Intervention Values (LIJZEN ET AL., 2001). More recently an extended political evaluation of the soil quality assessment framework was concluded (VROM, 2003). This resulted again in a revised philosophy on soil protection. The main additions to the present philosophy, that might result in a revised framework for soil quality assessment in The Netherlands the future, concern:

- a simpler and more consistent framework;
- more focus on sustainability;
- a (further) shift to fitness for use, i.e. more focus on site specific or land-use dependent assessment;
- a shift to regional responsibility.

## 2. General Framework

The framework for assessing the soil quality according to the Dutch Soil Protection Act consists of three steps (Fig. 1):

- 1) Comparing measured concentrations with generic soil quality standards.
- 2) Determination of the urgency of remediation
- 3) Selection of a land-use specific remediation objective.

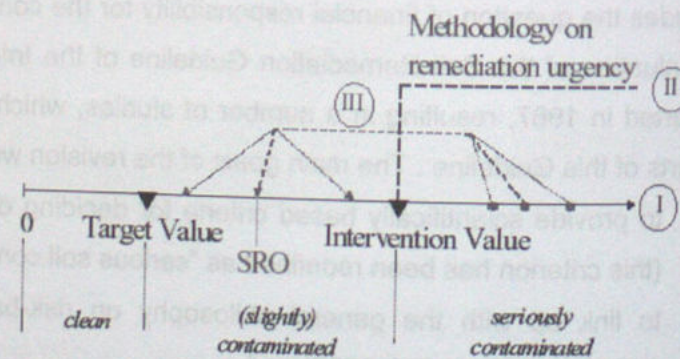


Fig. 1: Soil and groundwater quality standards and assessment

## 2.1 Generic soil quality standards.

Two soil quality standards have been derived to assess soil and groundwater quality: i.e. the Target Value and Intervention Value. Both standards are based on *potential risks*, i.e. the risk that would occur under "standardized" conditions: the Target Values on potential risks to ecosystems and the Intervention Values on potential risks to humans and ecosystems. Note that a different ecotoxicological risk level is used for derivation of Target vs. Intervention Values. A further criterion used is the non-risk-based Intermediate Value, which is simply the average of Target and Intervention Values. Target, Intermediate and Intervention Values are employed independent of soil use, e.g. for a residential or industrial site, nature reserve, et cetera. These are generic (i.e. *multifunctional*) criteria.

From the site investigation the following implications can result:

- Concentration < Target Value (clean soil) means no restrictions.
- Concentration > Target Value and < Intermediate Value (*slightly contaminated soil*) means no Further Investigation; (Minor) restrictions can be imposed on soil use.
- Concentration > Intermediate Value and < Intervention Value means starting with the Further Investigation. If this still results in soil quality < Intervention Value, restrictions can be imposed on soil use. These are mainly based on other instruments than the Soil Protection Act (e.g.: no growth of sensitive food crops, no direct use of groundwater as drinking water).
- An average soil volume concentration of at least 25 m<sup>3</sup> (for soil quality assessment) or an average concentration in the pore water of a water-saturated soil volume of at least 100 m<sup>3</sup> (for groundwater quality assessment) > Intervention Value (*seriously contaminated soil*) means that in principle remediation will be necessary; the urgency of remediation has to be determined.

In practice, however, remediation mainly takes place for urgent cases of seriously contaminated soil only, or in situations that soil-related intervention is performed for other reasons than soil contamination (e.g. new building development).

The derivation of the Target and Intervention Values is extensively described in Chapter 3.

## 2.2 Methodology of the urgency of remediation

The purpose of determining the urgency of remediation is to distinguish between two urgency classes: urgent and non-urgent cases of serious soil contamination. Non-urgent cases are taken up in the provincial soil remediation program without a defined time for starting the remediation. Urgent cases of remediation are categorized into three groups for which remediation has to be initiated within 4 years (category I), between 4 and 10 years (category II) and between 10 and 20 years (category III).



The determination of remediation urgency is based on *actual* (i.e. site specific) risks to humans, ecosystems and risk due to contaminant migration. The procedure to determine the remediation urgency is extensively described in Chapter 4.

The subdivision of urgent cases into three groups is also based on risk scores derived from the actual risks to humans, ecosystems and risk due to contaminant migration. However, prioritization within one category is based on economic-financial, social and/or other environmental criteria (IPO, 1996).

### 2.3 Selection of Land-use specific Remediation Objectives

The Land-use specific Remediation Objectives (LROs) represent the acceptable quality of the upper soil layer, varying from 0,5 meter to 1 meter in depth depending on land-use, after remediation or application of a layer of soil material. The LROs have been derived for several specific land-uses, for immobile contaminants only. Mobile contaminants should be removed, as far this is possible on a cost-efficient basis. In the derivation of the LROs several protection targets have been included, i.e. human health, the ecosystem, the groundwater, compost and surface water.

Remediation of contaminated groundwater is focused on three elements: eliminate the source, remove the plume as far this is possible on a cost-efficient basis and avoid (further) contaminant spreading as far as possible.

## 3. Soil Quality Standards

### 3.1 Target Values

The Target Values *for soil* are related to the Negligible Risk for ecosystems. This Negligible Risk level is assumed to be 1% of the Maximal Permissible Risk level for ecosystems ( $MPR_{eco}$ ) (VROM, 1988). This  $MPR_{eco}$  is defined as the HC5 (Hazardous Concentration for 5% of the species in the ecosystem), i.e. 95% protection.

For each contaminant two relationships, i.e. Species Sensitivity Distributions (SSDs), have been derived to quantify the ecotoxicological effects on ecosystems (POSTHUMA ET AL., 2002), see Fig. 2:

- the relationship between total soil concentration and the Potentially Affected Fraction (PAF) of species (representing the adverse, irreparable damage to terrestrial species composition);
- the relationship between total soil concentration and the PAF of microbial and enzymatic processes.

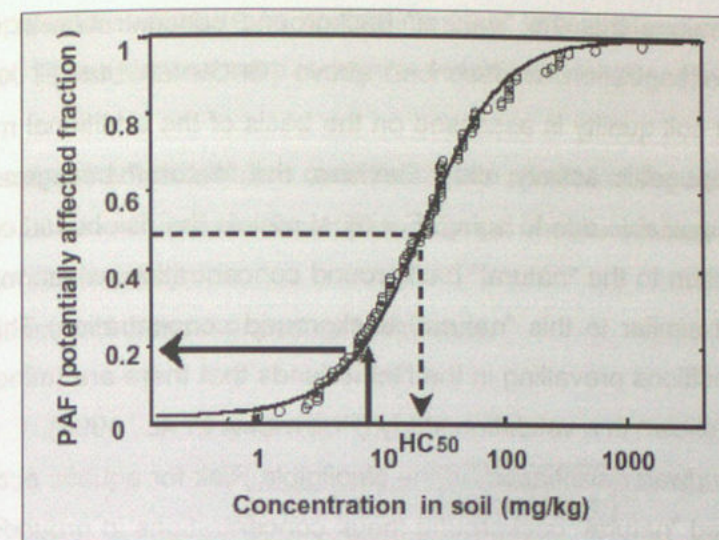


Fig. 2: Species Sensitivity Distribution (SSD).

The respective SSDs are represented by the HCp-terrestrial species and HCp-processes (Hazardous Concentration functions, where 'p' represents the threatened percentage of the ecosystem). As an example the PAF at the protection level of HC50 is shown in Fig. 2, as well as the total soil concentration relating to a PAF of 0,2.

The SSDs are derived on an empirical basis by statistical interpretation of observed NOECs (No Observed Effect Concentrations) and LOECs (Lowest Observed Effect Concentrations) (ALDENBERG AND SLOB, 1993), assuming that the sensitivity of species in an ecosystem can be described by a statistical frequency distribution. If NOECs are insufficiently available, L(E)Cs (Lethal Effect Concentrations) are used. In this case the L(E)Cs are divided by a factor of 10 to account for uncertainty. The ecotoxicological data are selected according to predefined criteria (CROMMENTUIJN ET AL., 1994) and normalized for the influence of soil characteristics on the bioavailability, using the organic matter and clay content according to empirically derived formulae (VROM 1987). If not enough data on terrestrial species and microbial processes are available to derive a reliable relationship, aquatic data are also used, in which case the aquatic effect levels are translated to terrestrial effect levels using the partition coefficient of the contaminant between solid phase and pore water, and the fraction pore water in soils (CROMMENTUIJN ET AL., 1994). In this case an extra uncertainty factor of 10 is used. In addition, if a contaminant has a potential for secondary poisoning, the relationships between soil concentration and adverse effects on birds and mammals due to secondary poisoning, the HCp-birds and HCp-mammals, will be derived (LUTTIK ET AL., 1993; JONGBLOED ET AL., 1994).

Using the relations described above, the Target Value can be calculated as 1% of the HC5. To this purpose the lowest value of HC5-terrestrial species and HC5-processes is used. At this low soil concentration, no exposure to humans has been considered in the derivation of the Target Values. For metals the added risk approach was followed in the derivation of Tar-



get Values for soil. This means that the "natural" background concentration in soils was added to the risk-based concentration as described above (CROMMENTUIJN ET AL., 1997). This procedure implies that soil quality is assessed on the basis of the additional metal fraction, i.e. caused by anthropogenic activity, only. Besides, the "natural" background metal fraction might be poorly bioavailable due to aging. For most metals the risk-based concentration is negligible in comparison to the "natural" background concentration, which means that the Target Value is almost similar to this "natural" background concentration. This implies that under "natural" soil conditions prevailing in the Netherlands that there are (minor) effects on ecosystems, which was shown in a validation study (POSTHUMA ET AL., 1998).

The Target Values for groundwater are based on the Negligible Risk for aquatic ecosystems. However, because measured "natural" background metal concentrations in groundwater are exceeding these riskbased values, the Target Values for groundwater for metals are based on the "natural" background concentrations. When aquatic effect data for organic contaminants are lacking, the Target Value for groundwater for organic contaminants are based on other water quality standards or the detection limit.

### 3.2 Intervention values for soil

The human toxicological and the ecotoxicological risk limits have to be derived on the grounds of the criterion for human toxicological and the ecotoxicological serious soil contamination, respectively. Both values are integrated to yield the overall Intervention Values.

#### 3.2.1 Human toxicological risk limit

##### Potential exposure

In agreement with "Premises for risk management" (VROM, 1998), the human toxicological definition for serious soil contamination is taken as the soil quality resulting in exceeding of

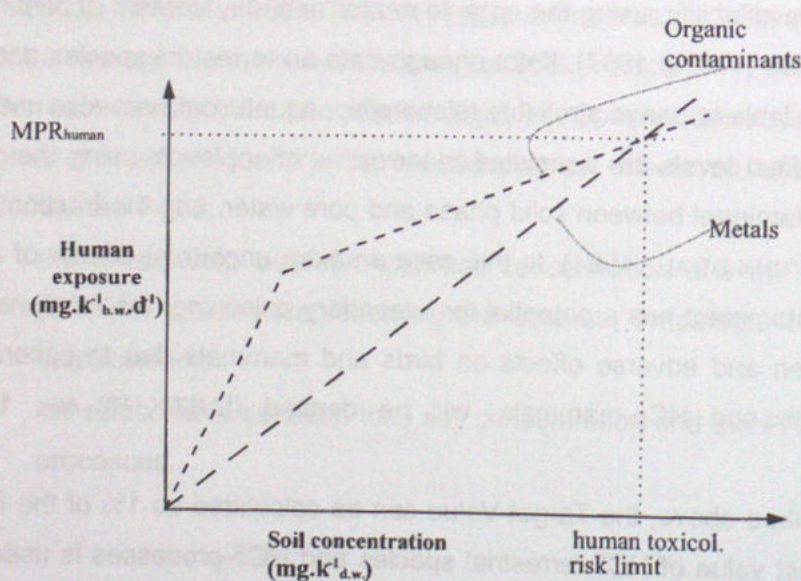


Fig. 3: Derivation of the human toxicological risk limit

the Maximum Permissible Risk for intake (MPR<sub>human</sub>). For this reason, the human toxicological risk limit is defined as the concentration of a contaminant in the soil which would result in an exposure equal to the MPR<sub>human</sub> under standardized conditions (potential exposure), see Fig. 3.

The potential exposure to contaminants in terrestrial soils is calculated using the CSOIL model. Three elements are recognized in this model (Fig. 4):

- contaminant distribution over the mobile phases of the soil and of the sediment;
- contaminant transfer from (the different mobile phases of) the soil and sediment into contact media;
- direct and indirect exposure to humans.

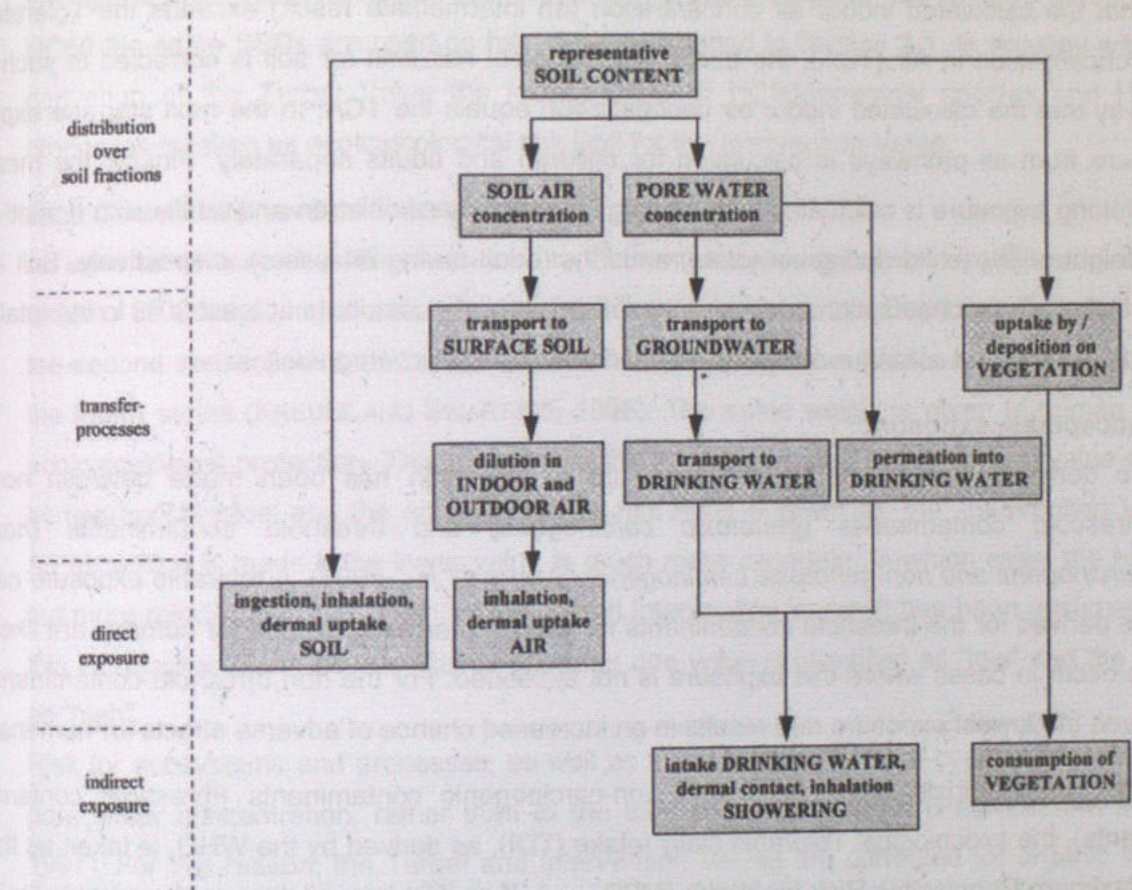


Fig. 4: CSOIL model to quantify exposure to contaminated terrestrial soils.

The CSOIL calculation uses as starting-point the total soil concentration as representative soil content. The distribution over the mobile soil phases (pore water and soil gas) is calculated according to the fugacity theory of Mackay and Paterson (MACKAY AND PATERSON, 1981). Formulae for the following exposure routes have been included in the model:

- soil ingestion;
- crop consumption;
- drinking-water intake;
- inhalation of air;



- inhalation of soil particles;
- inhalation of air during showering;
- dermal uptake via soil;
- dermal uptake during showering.

An exposure scenario has been defined to describe the standardized conditions (VAN DEN BERG, 1991 / 1994 / 1995). In this scenario, all exposure pathways in CSOIL are assumed to be operational on the basis of exposure to contaminants in a residential situation. In case that the calculated indoor air concentration (an intermediate result) exceeds the Tolerable concentration in Air (TCA), the human toxicological risk limit for soil is corrected in such a way that the calculated indoor air concentration equals the TCA. In the next step the exposure from all pathways is calculated for children and adults separately. Finally, the mean lifelong exposure is calculated by summing up exposure of children and adults with a relative weight of  $6/70$  (child during six years) and  $64/70$  (adult during 64 years), respectively. Soil ingestion, crop consumption and inhalation of air generally contribute at least 90% to the total exposure for all contaminants considered in the *Soil Protection guideline*.

#### Acceptable exposure

To derive values for acceptable exposure a distinction has been made between non-threshold contaminants (*genotoxic carcinogens*) and threshold contaminants (*non-carcinogens and non-genotoxic carcinogens*) (BAARS ET AL., 2001). A tolerable exposure can be derived for the threshold contaminants for which no adverse effects for humans are likely to occur in cases where this exposure is not exceeded. For the non threshold contaminants even the lowest exposure rate results in an increased chance of adverse effects for humans.

For non-genotoxic carcinogens and non-carcinogenic contaminants (threshold contaminants), the toxicological Tolerable Daily Intake (TDI), as derived by the WHO, is taken as the Maximum Permissible Risk for intake ( $MPR_{human}$ ). If no TDI is available, an Acceptable Daily Intake (ADI) is derived using the same procedure as that used to derive a TDI. A TDI or ADI is the threshold exposure of a contaminant to which humans can be orally exposed to daily on the basis of body weight without experiencing adverse effects on health.

For genotoxic carcinogens (non-threshold contaminants), the  $MPR_{human}$  is defined as the dose of a contaminant (based on body weight for oral intake or air volume for inhalator intake) which forms a risk of one additional case of lethal tumor in 10,000 lifelong exposed individuals; this definition is based on a political decision (VROM, 1988). The derivation of the  $MPR_{human}$  values is documented in JANSSEN ET AL. (1995), JANSSEN ET AL. (1998) and BAARS ET AL. (2001).

For human toxicological risks assessment no synergistic or antagonistic effects have been taken in account due to lack of knowledge on these.

#### 3.2.2 Ecotoxicological risk limit

The ecotoxicological risk limit has been defined as the HC50 (Hazardous Concentration 50, i.e. 50% of the ecosystem could be affected). This risk level is much less stringent than the  $MPR_{eco}$ , which is defined as the HC5. The reason for this is a compromise between ecological acceptance (if 50% is protected the chance for recovery is acceptable) and practical use (the resulting contaminant concentrations in soil are high enough to avoid a huge part of the Netherlands being tagged as seriously contaminated). The extent of the adverse effects will vary among species and range from negligible to severe. An implication of this is that sensitive species are not protected at the level of the (ecotoxicological) risk limit. To quantify the HC50 the same SSDs are used as have been described in Section 3.1. In analogy with the derivation of the Target Value the lowest value of HC50-terrestrial species and HC50-processes is taken as ecotoxicological risk limit for the Intervention Value.

#### 3.2.3 Overall Intervention Value for soil

An uncertainty score has been assigned to the human toxicological and ecotoxicological risk limits to be used during the integration of the first series (VAN DEN BERG AND ROELS, 1991), the second series (VAN DEN BERG ET AL., 1994), the third series (KREULE ET AL., 1994) and the fourth series (KREULE AND SWARTJES, 1995). The same weight is given to human as to ecotoxicological protection. This means that the most stringent (i.e. the lowest) value of the human toxicological and the ecotoxicological risk limits is taken as 'the' Intervention Value. An exception is made if the lower value is much more uncertain, in which case, the higher, but more reliable value, is taken as the overall Intervention Value. It has been assumed that this is the case when the uncertainty score for one value is classified as "low" and the other as "high".

Risk for ecosystems and processes, as well as human risks are more-or-less related to the pore water concentration, rather than to the total soil concentration (PEIJNENBURG ET AL., 1997). For this reason, the Target and Intervention Values are corrected for organic matter and clay content (VAN DEN BERG ET AL., 1993), and in doing so, indicate a correction for (bio-) availability.

The present Intervention Values for soil, including the intermediate human toxicological and ecotoxicological risk limits, have been listed in SWARTJES (1999).

#### 3.3 Intervention Value for groundwater

Direct human exposure to contaminants in groundwater in the Netherlands is unlikely. For this reason, the Intervention Values for groundwater have been derived from the Intervention Values for soil. The Intervention Value for groundwater is defined as the concentration in groundwater that is related to a soil concentration that equals the Intervention Value. This Intervention Value for groundwater is calculated on the basis of both the partitioning between the solid phase and pore water, and leaching into the groundwater. In a first step the equilib-



rium concentration in the pore water is calculated by dividing the Intervention Values for soil by an average partition coefficient (VAN DEN BERG AND ROELS, 1991). The equilibrium concentration in the groundwater is calculated by simply dividing the pore water concentration by a factor of 10, taking into account the uncertainty in the partition coefficient, lack of partitioning equilibrium, dilution processes and the heterogeneity of the leaching process. Degradation has not been taken into account.

However, the possible consumption of contaminated groundwater as drinking water has also been considered in a final step. When using groundwater that is contaminated to the level of the Intervention Value directly as drinking water results in unacceptable human exposure (i.e. exposure exceeds the  $MPR_{human}$ ), the Intervention Value for groundwater is corrected in such a way that drinking this contaminated groundwater would result in an exposure exactly equal to the  $MPR_{human}$ . Finally, the Intervention Values for groundwater were compared to existing quality objectives for soil and groundwater (VROM, 1991) and with data generally representative of the groundwater in the Netherlands (data for relatively "clean" groundwater from the Dutch National Groundwater Quality Monitoring Network).

The present Intervention Values for groundwater have been listed in SWARTJES (1999).

### 3.4 Additional remarks

Finally, here are some remarks on the derivation of the Intervention Values:

- No background exposure is taken into account in deriving the Intervention Values.
- Intervention Values are valid for terrestrial soils and sediments. To account for the typical physicochemical characteristics of sediments, several proposed Intervention Values have been rejected in favor of the former target values for sediments (V&W, 1988); this was a political decision.
- In 1997 some adaptations were proposed to the contaminant-specific input parameters in the derivation of six Intervention Values (VAN DEN BERG, 1997). The six adjusted Intervention Values have officially been incorporated by a Ministerial Circular (VROM, 1988).
- In some cases no accurate proposal for an Intervention Value could be derived. In this case these proposals have been incorporated in the Ministerial Circulars as "Indicative Levels for serious soil contamination". These values can be used as Intervention Values, but have a lower status.

## 4. Determination of the Urgency of Remediation

### 4.1 Procedure

One main difference with the procedure used to derive generic soil and groundwater quality guidelines is that determination of the remediation urgency is based on actual risks. The actual risk focuses on the sitespecific risks, now and in the (near) future. For assessing the re-

mediation urgency, risk analysis is also based on risk to humans and to the ecosystem on the contaminated site. However, the risk due to contaminant migration, i.e. migration of the contaminants from a contaminated site to other targets, is also considered.

The methodology for assessing the remediation urgency accommodates the following conditions:

- the methodology is based on risks;
- the results are scientifically "sound", i.e. represent the real risks as much as possible;
- application of the methodology is "easy", i.e. applicable for a wide range of users;
- the results are uniform;
- application of the methodology is in line with the results from site investigation as prescribed in the Dutch guidelines.

The methodology is conservative. This means that actual risks are assumed for humans, ecosystems and the risk due to contaminant migration, unless it can be proved otherwise. The methodology has been incorporated in the computer package SUS (Urgency of Remediation Methodology). This computer package (in Windows) presents:

- a description of the methodology;
- tab-pages for performing a step-by-step determination of the actual risks to humans, ecosystems and contaminant migration;
- defaults (and lower and upper limits) for input parameters;
- help-desk functions;
- a report option.

### 4.2 Actual risks for humans

Contrary to the calculation of the potential risks, no fixed exposure scenarios have been defined for actual risk assessment. Because exposure might show extreme variation within one type of soil use (just as exposure through inhalation of contaminated air at an industrial site may vary by several orders of magnitude e.g. depending on the state of pavement of the site), standard soil-use-specific standards could imply a misleading accuracy. For this reason these soil-use-specific standards are not used.

As a consequence, the actual exposure of humans has to be quantified at the contaminated site. To this end, the exposure model CSOIL (see section 3.2.1) is used to assess the actual exposure to contaminated terrestrial soils. To enable assessment of exposure to sediments, the SEDISOIL model is used (BOCKTING ET AL., 1996; OTTE ET AL., 2000), see Fig. 5.



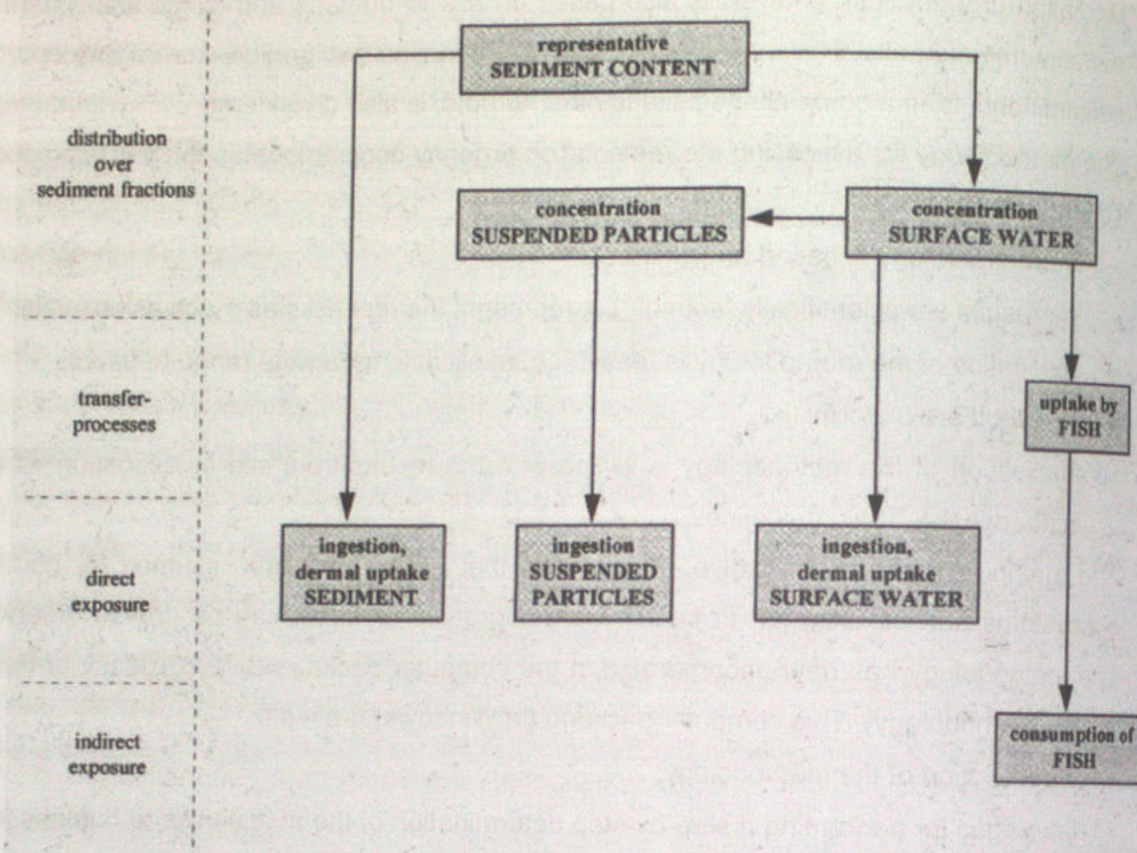


Fig. 5: SEDISOIL model to quantify exposure to contaminated sediments.

The SEDISOIL calculation uses as starting-point the total sediment concentration as representative sediment content. The distribution over the surface water and the suspended particles is calculated using average partition coefficients. Formulae for the following exposure routes have been included in the model:

- sediment ingestion;
- surface-water ingestion;
- suspended particles ingestion (together with surface water);
- fish consumption;
- dermal uptake via sediments;
- dermal uptake via surface water.

In the Netherlands there are many cases of groundwater contamination with volatile contaminants. The VOLASOIL model has been developed (WAITZ ET AL., 1996) because the processes that determine the indoor air concentration are difficult to quantify, and the spatial and temporal variability of the indoor air concentration hampers accurate measuring. This model enables one to assess an indication of the site specific indoor air concentration via a crawl space as a function of type and positioning of the contaminants, building and soil characteristics, and groundwater depth.

Because of large uncertainties, calculations have, in most cases, to be combined with measurements in contact media (contaminant concentration in indoor air and in crops for exposure to terrestrial soils, and contaminant concentration in fish for exposure to sediments).

The standardized methodology on determining the actual human risk is a three-step procedure. If one step does not lead to a clear assessment of the actual risk for humans, the next step will have to be performed.

The steps are:

- 1) evaluation of the *possibilities* for exposure through the major exposure routes;
- 2) comparison with soil-use-specific standards for specific contaminants only (non-volatile contaminants) (BOCKTING ET AL., 1994);
- 3) calculation of exposure using CSOIL (and VOLASOIL) or SEDISOIL, in combination with measurements in contact media; it has been assumed that there is an actual risk for humans if the exposure exceeds the  $MPR_{human}$  or the indoor air concentration exceeds the Tolerable Concentration Air (TCA).

As a support for the calculation of the exposure in step 3, a guideline for use of the input parameters has been derived for determining both the actual exposure of humans to terrestrial soils (VISSENBERG AND SWARTJES, 1994) and the indoor air concentration (WAITZ ET AL., 1994).

#### 4.3 Actual risk for ecosystems

Because there are no exposure models in use for assessing the risk for ecosystems, a pragmatic procedure has been developed to account for actual risks to ecosystems (NOTENBOOM ET AL., 1994). In this procedure a matrix has been defined (Fig. 6) on the basis of two elements:

- degree of contamination: soil concentration  $< 10 \times HC50$  or soil concentration  $> 10 \times HC50$  (two classes);
- ecological "sensitivity" of the area (three classes).

Depending on the position in the matrix, an actual risk for ecosystems is assumed to occur if the extent of the contaminated site exceeds a specified surface area. This limit value for surface area is based on the number of species protected as a function of surface area, as was found for some pesticides (TCB, 1990). Although this relationship was only found for pesticides, surface area has been assumed here to represent biodiversity for all contaminants. If this simple procedure does not result in a clear decision on the actual risk for ecosystems, additional measurements (bioassays) are recommended. However, no standard bioassays are incorporated in the methodology.



ECOLOGICAL SENSITIVITY	SOIL CONCENTRATION < (10xHC50)	SOIL CONCENTRATION > (10xHC50)
<b>High:</b> Nature reserves 'Ecological Network' areas	50 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
<b>Moderate:</b> Pasture Residential area, including gardens Residential green space Recreation areas	5000 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
<b>Low:</b> City areas without gardens Arable land Flower bulb cultivation Horticulture Industry Fallow land Infrastructure	0.5 km <sup>2</sup>	5000 m <sup>2</sup>

Fig. 6: Limit value for surface area as a function of degree of contamination and ecological "sensitivity" of the area

If there is simultaneous exposure to several contaminants, contamination can have serious effects, even if none of the individual contaminants exceeds the Intervention Value. The effect of simultaneous exposure has been investigated on a limited scale only. It has been proposed to account for the effects of simultaneous exposure for contaminants from the same group for which additive effects has been indicated, e.g. Cd, Pb and Hg (VAN WIJNEN AND STIJKEL, 1984), chlorobenzenes (TCB, 1994), polycyclic aromatic hydrocarbons (TCB, 1989), and drins (VAN WIJNEN AND STIJKEL, 1984), by using linear addition.

Recently a more sophisticated procedure to assess the site specific ecotoxicological risks has gained popularity, i.e. the TRIAD approach. In this tiered approach risk scores for three elements are combined, according to the weight of evidence procedure (RUTGERS ET AL., 2000), see Fig. 7.:

- chemistry (taking bio-availability and bioaccumulation into account);
- toxicology (performing bio-assays);
- ecology (based on field surveys).

For each element in the TRIAD approach an average risk score is calculated from several calculations and/or experiments. In case the individual risk scores for the three elements demonstrate coherence the average value is taken from the three risks scores. Finally this overall risk score is compared to the overall risk score for one or more reference sites. Because these reference sites are supposed to be similar to the contaminated site, except for the presence of the contaminants in soil, the final risk score is assumed to exclusively represent the ecological effect of soil contamination.

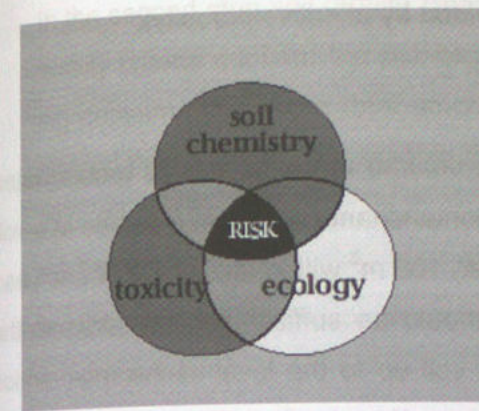


Fig. 7: Schematisation of the elements involved in the TRIAD approach

#### 4.4 Actual risk for the groundwater

The assessment of the risk for the groundwater assessment has a special status, because procedures to assess contaminant migration have, in contrast to assessment of risks to humans and ecosystems, been in use for many decades. To assess contaminant migration the following processes might play a role:

- transport of water through (subsurface) soil or aquifers;
- transport of gas through soil;
- retardation of the contaminants due to sorption onto solid-phase particles;
- (microbiological) degradation of contaminants;
- precipitation/ solution reactions;
- diffusion and dispersion in the (subsurface) soil and aquifer;
- fluid transport driven by density differences;
- preferential flow;
- contaminant uptake by crops, which reduces the contaminant load.

A (numerical) model can be used to assess the contaminant concentration at the location of a threatened target, combining (part of) the processes mentioned above. A number of these numerical models have become available during the last few decades (ANDERSON AND WOESNER, 1992). The disadvantage of these models is that a large number of parameters have to be determined and expert knowledge on model application is required.

To enable uniform assessment applicable for a wide range of environmental scientists, a rather simple procedure has been adapted to determine the actual risk due to contaminant migration as part of the methodology to assess the urgency of remediation (SWARTJES ET AL., 1994). This procedure is based on the stand-still principle: contaminants should not move independently of the targets that may be threatened. For this purpose a simple equation (Eq. 1) is used to quantify the flux of the contaminant,  $F_d$  (m<sup>3</sup>/yr):

$$F_d = v \times A/R \quad (1)$$



where:  $v$  = groundwater velocity (m/yr) (Darcy flux divided by effective porosity);

$A$  = largest cross-section of the contaminant plume ( $m^2$ );

$R$  = retardation factor (-).

The contaminant flux represents the increase in the volume of contaminated groundwater. The following criterion is used for actual risk due to contaminant migration: increase in a volume of contaminated water-saturated soil of more than  $100 m^3$  within the period of one year. Besides, the total contaminant load within a year should be sufficient to contaminate the groundwater in a volume of  $100 m^3$  water-saturated soil up to the level of the Intervention Value for groundwater. In other words, no extra cases of serious soil contamination (see chapter 2.1) should develop within a year. Besides, the concentration of the contaminant is also an important factor controlling the risks due to contaminant migration: higher contaminant loads may result in more severe effects. In addition, specifying the direction of contaminant migration, horizontally and vertically, in relation to the endangered targets of the contaminants is essential.

Several methods exist to assess the soil/aquifer specific groundwater flow velocity in Eq. 1, varying from monitoring to making a rough guess (expert judgement). The retardation factor can be determined by calculations based on the contaminant-specific sorption characteristics and the (subsurface) soil or aquifer. Using this simple equation results in a limited accuracy. For this reason it is recommended to use more sophisticated procedures (models and/or monitoring systems) when in doubt about acceptable risks.

## 5. Land-use specific Remediation objectives

Land-use specific remediation objectives (LRO) for immobile contaminants are derived according to the following four steps:

1. definition of land-use requirements;
2. selection of soil quality criteria;
3. derivation of risks limits for each soil quality criteria;
4. selection of LROs.

The definition of land-use requirements is a political task. These requirements define the possibilities for specific land-uses, like for example "the possibility to consume the total amount of vegetables from a vegetable garden". Initially, requirements have been defined for two types of soil use: i) residential and recreational areas; ii) non-recreational (public) green areas (LIJZEN ET AL., 1999). For built-up and paved areas no requirements, and hence no LROs, were defined. More recently additional soil uses have been added, i.e. nature reserves, three types of agricultural land-uses, and seven types of sediments, for which LROs were proposed (VAN WEZEL ET AL., 2003).

In the second step soil quality criteria are selected for each land-use requirement. These soil quality criteria concern the risk-based expression of soil quality, e.g. "total exposure, including consumption of the total amount of vegetables from the vegetable garden, should not exceed the Maximal Permissible Risk for exposure". These soil quality criteria are based on risks related to:

- human health;
- the ecosystem;
- groundwater;
- the production of compost;
- phytotoxicology;
- surface water.

In step 3, the derivation of risk limits for each soil quality criteria results in a limit value, expressed as total concentration in soil (risk limit). To this purpose the same tools have been used as have been described in the former sections:

- SSDs for the derivation of ecotoxicological risks limits (see section 3.1);
- The CSOIL (see section 3.2.1) and SEDISOIL (see section 4.2) exposure models;

For derivation of the risk limits related to risks for the groundwater, phytotoxicology, the production of compost and the surface water new tools were developed.

Finally, in step 4, the LRO is selected, usually as the lowest of all risk limits for a specific soil use.

## Acknowledgements

In the framework of the Long-range Activity Program of the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment has been responsible for financing the "Risks of Soil Contamination" project for almost fifteen years. This support is gratefully acknowledged.

During this period many scientists specialized in soil chemistry and contaminant behavior, human exposure and human or ecotoxicological effect assessment have participated. Thanks goes to Carl Denneman and Trudie Crommentuijn (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment) and RIVM colleagues Reinier Van den Berg, Paul Janssen, Gerald Bockting, Michiel Rutgers, Johannes Lijzen and Piet Otte for their important contributions in different stages of the project.

## References

- ALDENBERG, T. AND W. SLOB (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. (Ecotox. Environ. Saf 25: 48-63.



- ANDERSON AND W.W. WOESNER (1992). Applied Groundwater Modeling Simulating Flow and Advective Transport. Academic Press, 1992.
- BAARS, A.J., THEELEN, R.M.C., P.J.C.M. JANSSEN, J.M. HESSE, M.E. VAN APELDOORN, C.M. MEIJERINK, L. VERDAM, M.J. ZEILMAKER. Re-evaluation of the human-toxicological maximum permissible risk levels (2001). RIVM report 711701025, March 2001. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- BOCKTING, J.G.M., F.A. SWARTJES, L.G.M. KOOLENBRANDER, AND R. VAN DEN BERG (1994). Methodology to assess soil quality for building permits application. Part I. Soil use-specific procedure for human exposure (in Dutch). RIVM report 715810001. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- BOCKTING, J.G.M., J.G.M. KOOLENBRANDER AND F.A. SWARTJES (1996). Model for the calculation of human exposure due to contaminated sediments (in Dutch). RIVM report 715810011. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- CROMMENTUIJN, G.H., E.J. VAN DER PLASSCHE AND J.H. CANTON (1994). Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil contamination in view of the intervention value for soil clean up. RIVM report 950011003. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- CROMMENTUIJN, T., M.D. POLDER, AND E.J. VAN DER PLASSCHE (1997). Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM report 601501001. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- IPO (1996). Methodology for assessment of point of time of remediation (in Dutch). R3455297.
- JANSSEN, P.J.C.M., M.E. VAN APELDOORN, J.E.M. VAN KOTEN-VERMEULEN, AND W.C. MENNES (1995). Humantoxicological criteria for serious soil contamination: Compounds evaluated in 1993 & 1994. RIVM report 715810009. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- JANSSEN, P.J.C.M., M.E. VAN APELDOORN, J.G.M. VAN ENGELN, P.C.J.I. SCHIELEN, AND M.F.A. WOUTERS (1998). Maximal Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth series of compounds. RIVM report 711701004. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- JANSSEN, P.J.C.M., AND G.J.A. SPEIJERS (1997). Guidance document on the Derivation of Maximum Permissible Risk levels for human intake of soil contaminants. RIVM report 711701006. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- JONGBLOED, R.H., J. PIJNENBURG, B.J.W.G. MENSINK, TH.P. TRAAS AND R. LUTTIK (1994). A model for environmental risk assessment and standard setting based on biomagnifi-

- cation. Top predators in terrestrial ecosystems. RIVM report 7191010012. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- KREULE, P., R. VAN DEN BERG, M.F.W. WAITZ, AND F.A. SWARTJES (1995). Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds. RIVM report 715810010. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- KREULE, P. AND F.A. SWARTJES (1998). Proposals for Intervention Values for soil and groundwater, including the calculation of the human-toxicological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds. RIVM report 711701005. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- LIJZEN, J.P.A., F.A. SWARTJES, P.F. OTTE, J. WILLEMS. 1999. Soil-use specific Remediation Objectives. Procedure and results (in Dutch): RIVM report 711701016. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- LIJZEN, J.P.A., A.J. BAARS, P.F. OTTE, M.G.J. RIKKEN, F.A. SWARTJES, E.M.J. VERBRUGGEN, A.P. VAN WEZEL. 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and groundwater. RIVM report 711701023, February 2001. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- LUTTIK, R., D. VAN DE MEENT, AND J.H. CANTON (1993). Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. Part 1. Aquatic food chains. (Ecotox.Environ.Saf. 26: 61-85.
- MACKAY, D. AND S. PATERSON (1981). Calculating fugacity. Environ.Sci.Technol. 15: 1006-1014.
- NOTENBOOM, J., H.J.P. EIJSACKERS, AND F.A. SWARTJES (1995). Methodology to assess soil quality for building permits application. Part II. Procedure for assessing actual risks to ecosystems (in Dutch). RIVM report 715810003. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- OTTE, P., M. VAN ELSWIJK, M. BLEIJENBERG, F. SWARTJES, K. VAN DER GUCHTE. 2000. Berekening van humane risicogrenzen voor waterbodems (in Dutch). RIZA werkdocument 2000.084x. RIZA/ RIVM, Mai 2000.
- PEIJNENBURG, W.J.G.M., L. POSTHUMA, H.J.P. EIJSACKERS, AND H.E. ALLEN (1997). A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes, (Ecotox.Environ.Saf. 37: 163-172.
- POSTHUMA, L., C.A.M. VAN GESTEL, C.E. SMIT, D.J. BAKKER, AND J.W. VONK (1998). Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. RIVM report 607505004. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- POSTHUMA, L., G.W. SUTER, T.P. TRAAS (2002). Species Sensitivity Distributions in ecotoxicology. CRS-press, Pensacola, FL, USA.



- RUTGERS, M., J. POSTMA, J. FABER (2000). Basic approach for site specific, land-use specific ecological risk assessment of soil contamination in practice. Program Integrated Soil Research report 29, PGBOW Wageningen.
- FRANK A. SWARTJES. 1999. Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency. Risk Analysis, Vol. 19, No. 6, 1999.
- SWARTJES, F.A., L.G.M. KOOLENBRANDER, AND G.J.M. BOCKTING (1994). Methodology to assess soil quality for building permits application. Part II. Procedure to assess risk due to contaminant migration (IN DUTCH). RIVM report 715810002. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- TCB (1989). Comments on the assessment of soil contamination with polycyclic aromatic compounds (in Dutch). TCB-report A89/03 (in Dutch). The Technical Committee on Soil Protection, Leidschendam, The Netherlands.
- TCB (1990). Advice on soil protection and pesticides (in Dutch). TCB A89/05. The Technical Committee on Soil Protection, Leidschendam, The Netherlands.
- TCB (1994). Comments on coming into force of remediation section of the Dutch Soil Protection Act (in Dutch). TCB A08/19942. The Technical Committee on Soil Protection, Den Haag, The Netherlands.
- VAN DEN BERG, R. (1997). Evaluation of data and procedures for the first series of Intervention Values: from RIVM reports to the Circular on Intervention Values (in Dutch). RIVM report 715810012. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- VAN DEN BERG, R. AND J.M. ROELS (1991). Assessment of risks to man and the environment in case of exposure to soil contamination. Integration of the results of the proceeding studies. RIVM report 725201013. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- VAN DEN BERG, R. (1991/ 1994/ 1995). Exposure of man to soil contamination. A qualitative and quantitative analysis, resulting in proposals for human-toxicological C-Values (revision of the 1991 and 1994 reports). RIVM report 725201011. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- VAN DEN BERG, R., C.A.J. DENNEMAN, AND J.M. ROELS (1993). Risk assessment of contaminated soil - Proposals for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria. In: Arendt et al., 1993 (Eds.). Contaminated Soil '93. Kluwer Academic Publ., The Netherlands.
- VAN DEN BERG, R., G.J.M. BOCKTING, G.H. CROMMENTUIJN, AND P.J.C.M. JANSSEN (1994). Proposals for intervention values for soil clean up: Second series of chemicals. RIVM report 715810004. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

- VAN WEZEL, A., W. DE VRIES, M. BEEK. Land-use specific Remediation Objectives for Agriculture, Nature reserves and Sediments. RIVM report 711701031. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- VAN WIJNEN, J.H. AND A. STIJKEL (1984). Human toxicological risk assessment for the case "Soil contamination Steendijkpolder-Zuid, Maassluis (The Netherlands)" (in Dutch). Section Human Health and Environment of the GG&GD, Amsterdam.
- VISSENBERG, H.A. AND F.A. SWARTJES (1996). Evaluation of the exposure calculated with CSOIL by the performance on a Monte Carlo based sensitivity and uncertainty analysis (in Dutch). RIVM report 715810018. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- VROM (1983). Soil Protection Guideline. 1983/1990 (in Dutch). Staatsuitgeverij, The Hague.
- VROM (1987). Multi-year Program - Environmental Management 1988-1991. Lower House, session 1987-1988, 20 202, nos. 1-2 (in Dutch).
- VROM (1988). Premises for risk management (annex to the Dutch Environmental Policy Plan). Lower House, session 1988-1989, 21 137, no. 5.
- VROM (1990). Part III. Framework of Definitions for Environmental Policy. Environmental Program 1991-1994. Lower House, session 1990-1991, 21 802, nos. 1-2 (in Dutch).
- VROM (1991). Environmental quality objectives for soil and water. Lower House, session 1990-1991, 21 990, no. 1. (in Dutch)
- VROM (1997). Ministerial Circular on Intervention Values second and third series. DBO/97113605 (in Dutch) 15 August 1997.
- VROM (1999). Ministerial Circular on Target and Intervention Values (in Dutch) 1999.
- VROM (1998). Ministerial Circular adjustment Intervention Values. DBO/98057213 (in Dutch) 2 July 1998.
- VROM (2003). Political Letter on Soil (in Dutch). BWL/2003096250. December 2003.
- V&W (1988). Third Policy document on Water Management (in Dutch). Lower House, session 1988-1989, 21 250, nos. 1-2.
- WAITZ, F.M.W., J.L. FREIJER, P. KREULE AND F.A. SWARTJES (1996). The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. RIVM report 715810014. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.



Bisher im Rahmen der Beiträge zum Diskussionsforum Bodenwissenschaften erschienen:

Heft 1: Pflanzen für den Bodenschutz (2000)

Heft 2: Vom Bohrstock zum Bildschirm (2001)

Heft 3: Vorsorgender Bodenschutz (2002)

### **Bestellung:**

Fachhochschule Osnabrück  
Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur  
Oldenburger Landstr. 24  
49090 Osnabrück  
Telefon: 0541-969-5110  
Telefax: 0541-969-5170  
e-mail: [al@fh-osnabrueck.de](mailto:al@fh-osnabrueck.de)